Rapport sur l'état des océans pour la zone de gestion intégrée du golfe du Saint-Laurent (GIGSL)

Hugues P. Benoît, Jacques A. Gagné, Claude Savenkoff,
Patrick Ouellet et Marie-Noëlle Bourassa, éditeurs

Pêches et Océans Canada
Centre des pêches du Golfe
343, avenue Université
Moncton, Nouveau-Brunswick
Canada E1C 9B6

Pêches et Océans Canada
Institut Maurice-Lamontagne
850, route de la Mer
Mont-Joli, Québec
Canada G5H 3Z4

2012

Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques, 2986

Fisheries and Oceans Canada | Pêches et Océans Canada

Canada

Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques

Les rapports manuscrits contiennent des renseignements scientifiques et techniques qui constituent une contribution aux connaissances actuelles, mais qui traitent de problèmes nationaux ou régionaux. La distribution en est limitée aux organismes et aux personnes de régions particulières du Canada. Il n'y a aucune restriction quant au sujet; de fait, la série reflète la vaste gamme des intérêts et des politiques de Pêches et Océans Canada, c'est-à-dire les sciences halieutiques et aquatiques.

Les rapports manuscrits peuvent être cités comme des publications à part entière. Le titre exact figure au-dessus du résumé de chaque rapport. Les rapports manuscrits sont résumés dans la base de données *Résumés des sciences aquatiques et halieutiques*.

Les rapports manuscrits sont produits à l'échelon régional, mais numérotés à l'échelon national. Les demandes de rapports seront satisfaites par l'établissement auteur dont le nom figure sur la couverture et la page du titre.

Les numéros 1 à 900 de cette série ont été publiés à titre de Manuscrits (série biologique) de l'Office de biologie du Canada, et après le changement de la désignation de cet organisme par décret du Parlement, en 1937, ont été classés comme Manuscrits (série biologique) de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada. Les numéros 901 à 1425 ont été publiés à titre de Rapports manuscrits de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada. Les numéros 1426 à 1550 sont parus à titre de Rapports manuscrits du Service des pêches et de la mer, ministère des Pêches et de l'Environnement. Le nom actuel de la série a été établi lors de la parution du numéro 1551.

Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences

Manuscript reports contain scientific and technical information that contributes to existing knowledge but which deals with national or regional problems. Distribution is restricted to institutions or individuals located in particular regions of Canada. However, no restriction is placed on subject matter, and the series reflects the broad interests and policies of Fisheries and Oceans Canada, namely, fisheries and aquatic sciences.

Manuscript reports may be cited as full publications. The correct citation appears above the abstract of each report. Each report is abstracted in the data base *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts*.

Manuscript reports are produced regionally but are numbered nationally. Requests for individual reports will be filled by the issuing establishment listed on the front cover and title page.

Numbers 1-900 in this series were issued as Manuscript Reports (Biological Series) of the Biological Board of Canada, and subsequent to 1937 when the name of the Board was changed by Act of Parliament, as Manuscript Reports (Biological Series) of the Fisheries Research Board of Canada. Numbers 1426 - 1550 were issued as Department of Fisheries and Environment, Fisheries and Marine Service Manuscript Reports. The current series name was changed with report number 1551.

Rapport manuscrit canadien des
sciences halieutiques et aquatiques 2986

2012

Rapport sur l'état des océans pour la zone de gestion intégrée du golfe du Saint-Laurent (GIGSL)

Hugues P. Benoît[1], Jacques A. Gagné[2], Claude Savenkoff[2],
Patrick Ouellet[2] et Marie-Noëlle Bourassa[2], éditeurs

[1] Centre des pêches du Golfe
343, avenue Université
Moncton, Nouveau-Brunswick
E1C 9B6

[2] Institut Maurice-Lamontagne
C.P. 1000, 850, route de la Mer
Mont-Joli, Québec
G5H 3Z4

© Sa Majesté la Reine du Chef du Canada, 2012
N° de cat. Fs 97-4/2986F-PDF ISSN 1488-5468

On doit citer la publication comme suit :

Benoît, H. P., Gagné, J. A., Savenkoff, C., Ouellet, P et Bourassa M.-N. (éd.). 2012. Rapport sur l'état des océans pour la zone de gestion intégrée du golfe du Saint-Laurent (GIGSL). Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat. 2986 : ix + 79 pp.

TABLE DES MATIÈRES

Page
LISTE DES TABLEAUX v
LISTE DES FIGURES v
LISTE DES ANNEXES vi
RÉSUMÉ / ABSTRACT vii
LISTE DES COLLABORATEURS ix

1. Introduction 1

2. L'écosystème de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent 2

3. Documentation existante sur la structure, l'état et les tendances de l'écosystème du Saint-Laurent 4
3.1 Rapports sur la structure et l'état de l'écosystème 5
3.2 Rapports sur les tendances 6

4. Objet et structure de ce rapport 7
4.1 État des effets environnementaux 7
4.2 Cadre du modèle « Force motrice-Pression-État-Impact-Réponse » (DPSIR) 10

5. État et tendances de certains thèmes importants liés à l'écosystème du Saint-Laurent 11
5.1 Hypoxie de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent 11
5.1.1 Aperçu 11
5.1.2 Forces motrices et pressions 12
5.1.2.1 Hypoxie des chenaux profonds du golfe du Saint-Laurent 12
5.1.2.2 Hypoxie en eaux peu profondes 14
5.1.3 Impacts de l'hypoxie sur les ressources marines 14
5.1.4 Principales directives relatives à l'élaboration des mesures de gestion 16
5.2 Répercussions de l'acidification des océans dans le golfe du Saint-Laurent 17
5.2.1 Facteurs associés à l'acidification des océans 17
5.2.2 État actuel de l'acidification de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent 18
5.2.3 Impacts de l'acidification sur l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent 21
5.2.3.1 Calcification 22
5.2.3.2 Effets physiologiques, y compris sur les espèces non calcifiantes 23
5.2.3.3 Biogéochimie 25
5.2.3.4 Interaction entre l'acidification et d'autres variables 26
5.2.4 Principales directives relatives à l'élaboration des mesures de gestion 26
5.3 Changements dans la couverture saisonnière de glace de mer et leurs effets sur les mammifères marins 27
5.3.1 Forces motrices et pressions 27
5.3.2 Aperçu de la variabilité de la couverture de glace, des répercussions et des changements prévus 29

5.3.3 État et tendances des mammifères marins se trouvant dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent et impact des effets environnementaux 31
5.3.4 Principales directives relatives à l'élaboration des mesures de gestion et leurs conséquences 34
5.4 Espèces aquatiques envahissantes 35
5.4.1 Aperçu 35
5.4.2 Forces motrices et pressions 35
5.4.3 État et impacts 36
5.4.4 Principales directives relatives à l'élaboration des mesures de gestion pour l'introduction et l'établissement des EAE 41
5.5 Impacts de la pêche commerciale et du climat sur les populations et les communautés marines avec une discussion des répercussions sur la gestion 42
5.5.1 Aperçu 42
5.5.2 Forces motrices et pressions – changements des forçages naturels et anthropiques 42
5.5.3 Impact – état et tendances des espèces marines se trouvant dans le golfe du Saint-Laurent 48
5.5.4 Principales directives relatives à l'élaboration des mesures de gestion liées aux changements futurs de température et leurs conséquences 55
5.6. Impacts potentiels de la prédation par le phoque gris sur les populations de poissons démersaux du sud du Golfe 56
5.6.1 Aperçu 56
5.6.2 Forces motrices et pressions – changements dans l'abondance des phoques et dans la vulnérabilité des poissons 57
5.6.3 Impact – preuve de mortalité élevée représentant un risque accru de disparition chez les gros poissons démersaux 59
5.6.4 Principales directives relatives à l'élaboration des mesures de gestion et leurs conséquences 61

6. Conclusion 62

7. Remerciements 63

8. Références 64

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 5.2-1. D'après des expériences, les organismes marins réagissent différemment à l'acidification des océans en fonction de leur physiologie et de leur habitat 22
Tableau 5.4-1. Liste d'espèces non indigènes reconnues pour s'établir dans l'eau saumâtre et salée du golfe du Saint-Laurent. 36

LISTE DES FIGURES

Figure 2-1. Carte de l'estuaire maritime et du golfe du Saint-Laurent indiquant les principaux chenaux et détroits dans cette zone étendue de gestion des océans (ZEGO). 3
Figure 5.1-1. Valeurs de saturation d'oxygène mesurées près du fond aux stations de chalutage durant l'été lors du relevé multispécifique dans le golfe du Saint-Laurent; 2004 (sud et nord) et 2005 (nord du Golfe seulement). 13
Figure 5.2-1. Mesures historiques du pH dans les eaux profondes de l'estuaire du Saint-Laurent (cercles) avec des intervalles de confiance de 95 %. 19
Figure 5.2-2. Mesures moyennes du pH *in situ* (mesuré à l'échelle des protons) et des taux de saturation (Ω) de la calcite et de l'aragonite calculés pour l'estuaire maritime et l'ouest du golfe du Saint-Laurent pour les relevés d'août 2006 à juillet 2007.. 20
Figure 5.3-1. Superficie maximale annuelle de la couverture de glace de mer (ligne rouge), superficie de la couverture au début du mois de mars (ligne pointillée) et anomalie des températures de l'air hivernales dans le Golfe (ligne bleue). 28
Figure 5.3-2. Répartition saisonnière maximale des glaces de mer en 2003 (A) et en 2010 (B). Il s'agit des volumes extrêmes des cartes des glaces de 1969 à 2011 du Service canadien des glaces. 29
Figure 5.4-1. Distribution de six espèces aquatiques envahissantes du golfe du Saint-Laurent en février 2012. 39
Figure 5.5-1. Températures de l'eau du golfe du Saint-Laurent. Moyennes de température des eaux de surface dans le Golfe de mai à novembre (1985 à 2010) et indicateurs de la température de l'air d'avril à novembre (1945 à 1984). 44
Figure 5.5-2. Répartition des débarquements selon les groupes écologiques fonctionnels dans les divisions 4RS (nord du Golfe) (A) et 4T (sud du Golfe) incluant l'Estuaire (B) de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO). 46
Figure 5.5-3. Tableau principal : taux de mortalité par pêche de la morue du sud du golfe du Saint-Laurent, par type d'engin. La mortalité par pêche

(*F*) est un taux de mortalité instantané et peut servir à calculer le taux de mortalité annuel (1 - e^{-F} selon Ricker 1980). Tableau en médaillon : effort de pêche total par engin mobile (1 000 heures) et engin fixe (100 voyages) dans le sud du Golfe 47
Figure 5.5-4. Taux de mortalité par pêche de la morue du nord du Golfe du Saint-Laurent par type d'engin 48
Figure 5.5-5. Tendances de la proportion du nombre de poissons capturés selon le relevé annuel de septembre du sud du Golfe qui proviennent d'espèces associées aux eaux arctiques et aux changements des températures de l'eau au fond en septembre à des profondeurs variant entre 60 et 120 m (en $^{\circ}C$) 51
Figure 5.5-6. Système du Saint-Laurent divisé en quatre régions océanographiques 52
Figure 5.5-7. Illustration des tendances dominantes révélées par l'analyse des facteurs dynamiques de séries chronologiques des données d'abondance des espèces de poissons démersaux pour quatre régions du golfe du Saint-Laurent 53
Figure 5.5-8. Moyennes sur une semaine de la température de surface du 8 au 14 août 2001, qui correspond à la semaine la plus chaude enregistrée sur le plateau madelinien entre 1985 et 2010 55
Figure 5.6-1. Trajectoires (moyenne ± intervalle de confiance de 95 %) de la population totale des trois troupeaux de phoques gris dans l'est du Canada 58
Figure 5.6-2. Tendances de la mortalité en fonction de l'âge ou du stade de développement de trois espèces de poissons marins du sud du golfe du Saint-Laurent 60

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1. Liste des acronymes 79

RÉSUMÉ

Benoît, H. P., Gagné, J. A., Savenkoff, C., Ouellet, P., and Bourassa M.-N. (eds.). 2012. Rapport sur l'état des océans pour la zone de gestion intégrée du golfe du Saint-Laurent (GIGSL). Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat. 2986: ix + 79 pp.

Ce document s'insère dans une initiative du ministère canadien des Pêches et des Océans visant à décrire la situation écologique de ses océans bordant les côtes canadiennes («State of the Oceans» ou SOTO). Il résume brièvement l'information scientifique la plus récente et pertinente aux six enjeux suivants qui ont une influence considérable sur les écosystèmes de la Zone Étendue de Gestion des Océans (ZEGO) de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent : (1) hypoxie des eaux profondes, (2) l'acidification des océans, (3) changements dans la couverture saisonnière de glace et leurs effets sur les mammifères marins, (4) espèces aquatiques envahissantes, (5) impact de la pêche commerciale et du climat sur les populations et communautés marines et (6) impacts potentiels de la prédation par le phoque gris sur les populations de poissons démersaux. L'information est présentée selon le modèle Force motrice - Pression - État - Impact - Réponse (connu sous l'acronyme anglais « DPSIR ») appliquée à l'identification et à la gestion des impacts environnementaux. Nous discutons également de rapports existants sur la structure, l'état et la gestion de la ZEGO du Saint-Laurent afin de préciser comment le présent rapport les complète. En expliquant l'organisation et le contenu de ce document, nous suggérons brièvement comment de prochains rapports SOTO pourraient être réalisés pour en accroître leur utilité. Ce rapport est le fruit d'une collaboration entre scientifiques et gestionnaires des océans en appui à la gestion intégrée de la ZEGO du Saint-Laurent.

ABSTRACT

Benoît, H. P., Gagné, J. A., Savenkoff, C., Ouellet, P., and Bourassa M.-N. (eds.). 2012. State-of-the-Ocean Report for the Gulf of St. Lawrence Integrated Management (GOSLIM) Area. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2986: ix + 79 pp.

This document is part of an initiative conducted by the Canadian Department of Fisheries and Oceans to report on the ecological "State of the Oceans" (SOTO). It concisely summarizes the most recent scientific information relevant to six key issues that have a considerable impact on the ecosystems of the Estuary and Gulf of St. Lawrence Large Ocean Management Area (LOMA): (1) hypoxia in the deep waters, (2) ocean acidification, (3) changes in seasonal sea-ice cover and its effect on marine mammals, (4) aquatic invasive species, (5) impacts of fishing and climate-driven changes in exploited marine populations and communities, and (6) potential impacts of grey seal predation on groundfish populations. The information is presented following the Drivers Pressures State Impacts and Responses approach (DPSIR) to the identification and management of the environmental effects. Existing reports on the structure, state, and management of the Estuary and Gulf of St. Lawrence LOMA are also reviewed with the aim to highlight the manner in which the present report complements that information. Furthermore, a brief discussion on what should constitute the structure and content of a more effective SOTO report is presented as an explanation for the nature of the present report and as a guide for future SOTO reporting in the LOMA. The report results from a collaboration between ocean scientists and managers in support of integrated management in the St. Lawrence LOMA.

LISTE DES COLLABORATEURS

Institut Maurice-Lamontagne	Centre des pêches du Golfe (CPG)
Chabot, Denis	Benoît, Hugues P.
Chassé, Joël	Cormier, Roland
Fréchet, Alain	Landry, Thomas
Gagné, Jacques A.	Locke, Andrea
Galbraith, Peter S.	Ouellette, Marc
Gilbert, Denis	
Hammill, Mike O.	
Ouellet, Patrick	
Savenkoff, Claude	
Scarratt, Michael	
Starr, Michel	

1. INTRODUCTION

Les écosystèmes marins de partout dans le monde subissent des changements de leurs composantes physiques, chimiques et biologiques. La sensibilisation à l'égard de ces variations s'est accrue de façon spectaculaire tant dans le milieu scientifique que dans la sphère publique. Bien que les changements à grande échelle fassent de plus en plus l'objet d'un grand battage publicitaire, ceux liés aux écosystèmes sont souvent moins bien communiqués en dehors du milieu scientifique. Cette situation amène de nombreuses personnes à s'interroger sur l'état actuel et sur les changements des océans qui les entourent. Qu'est-ce qui provoque les changements environnementaux? Quels sont les impacts des activités humaines sur des écosystèmes marins particuliers? Quel est l'état de ces écosystèmes? En quoi ont-ils changé? Et, quels sont les changements prévus? Quelles sont les mesures prises pour faire face à ces changements et quels sont les résultats escomptés? Ensemble, ces questions constituent le cadre d'un rapport bien structuré sur l'état des océans (SOTO).

Le golfe du Saint-Laurent est un bassin semi-fermé du nord-ouest de l'océan Atlantique et constitue une des cinq zones étendues de gestion des océans (ZEGO) importantes pour le Canada. La planification et la mise en œuvre de la gestion intégrée des activités humaines dans l'écosystème du Golfe sont effectuées conformément à l'initiative de gestion intégrée du golfe du Saint-Laurent (GIGSL). Dans le cadre de ce processus de planification, plusieurs rapports ont été rédigés pour décrire la structure de l'écosystème du Golfe de même que les tendances générales de ses composantes et les forces possiblement responsables d'un changement (voir section 3). Leur usage combiné permet de répondre à certaines questions posées ci-dessus, mais pas toutes. Néanmoins, ils forment une base solide aux rapports SOTO en fournissant des renseignements pertinents beaucoup plus détaillés que dans le présent document. À partir de l'information existante, ce rapport met l'accent sur des thèmes préoccupants propres au golfe du Saint-Laurent et qui concernent en particulier des causes de changements écosystémiques en cours ou anticipés qui pourraient ne pas avoir été abordées adéquatement dans les rapports antérieurs. Ces questions concernent les forces impliquées dans des changements écosystémiques passés et d'autres anticipés. De même, le rapport contient des exemples des conséquences pouvant résulter de l'application de différentes mesures de gestion liées à ces changements.

Ce rapport commence par un bref aperçu de la structure de l'écosystème du golfe du Saint-Laurent jumelé à une présentation de ses caractéristiques principales et uniques (section 2).

La section 3 guide le lecteur vers les sources de renseignements les plus pertinentes en présentant les publications récentes sur l'état et les tendances de l'écosystème du Golfe et en démontrant comment elles se complètent pour nous fournir une compréhension du système et appuyer la gestion intégrée. De plus, cette section aide à établir le contexte du présent rapport, ce qui vise à réduire la redondance avec l'information existante.

La section 4 présente la raison d'être de ce rapport SOTO ainsi que la structure utilisée et proposée pour de futurs rapports semblables. Un accent est mis sur la description d'enjeux préoccupants concernant certains effets environnementaux négatifs d'intérêt pour la gestion intégrée des océans. De même, nous y proposons qu'un tel rapport sur l'état d'un écosystème doit

suivre un cadre bien établi pertinent à la planification de la gestion environnementale et tenant compte des causes des changements en cours dans l'évaluation des résultats de différentes mesures de gestion.

Enfin, la section 5 aborde six thèmes qui revêtent une importance toute particulière pour l'état de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent (EGSL). Ces thèmes font l'objet d'un examen approfondi qui respecte les limites précisées à la section 4. Les sujets abordés traitent de l'hypoxie des eaux profondes du golfe du Saint-Laurent, de l'acidification des océans, des changements dans la couverture saisonnière de glace de mer, des espèces aquatiques envahissantes dans les estuaires et les lagunes côtières, de l'impact du climat sur les populations et les communautés marines et des impacts potentiels de la prédation par le phoque gris sur les populations de poissons démersaux. Bien qu'il ne s'agisse pas d'une liste exhaustive des préoccupations à l'égard du golfe du Saint-Laurent, ces aspects forment une liste adaptable d'enjeux importants pour lesquels il est possible d'établir un compte-rendu complet (c.-à-d. à partir des causes jusqu'aux réponses) dans le présent document. En outre, ces thèmes constituent des éléments essentiels au contexte qui doit être examiné durant la mise en œuvre de la gestion intégrée non seulement dans le golfe du Saint-Laurent, mais aussi dans de nombreux écosystèmes du monde entier. Il sera possible d'ajouter dans des rapports subséquents d'autres thèmes ciblés dans un plan de gestion pour la GIGSL comme étant des secteurs prioritaires. Par exemple, il pourrait s'agir de sujets cruciaux pour la zone côtière qui sont également d'un grand intérêt en matière de gestion, mais qui ne sont généralement pas abordés ici en raison des limitations actuelles associées à la nature et à la quantité de données compilées disponibles, du niveau d'expertise des auteurs ou de la longueur du rapport. Ces sujets incluent les changements relatifs à la concentration d'éléments nutritifs, à l'augmentation du niveau d'eau, à la sédimentation et aux mouvements des sédiments, à l'aménagement du littoral de même qu'à l'introduction de substances chimiques toxiques.

2. L'ÉCOSYSTÈME DE L'ESTUAIRE ET DU GOLFE DU SAINT-LAURENT

Couvrant une superficie de plus de 240 000 km^2, l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent représentent l'un des systèmes estuariens et marins les plus grands au Canada et au monde (Therriault 1991; voir Fig. 2-1). Avec un bassin versant qui comprend les Grands Lacs, l'écosystème marin du Saint-Laurent reçoit plus de la moitié des apports d'eau douce de la côte atlantique de l'Amérique du Nord. En outre, l'écosystème est fortement influencé par la variabilité des conditions océaniques et climatiques régnant dans l'Atlantique Nord, variabilité provoquée par deux phénomènes, un d'origine arctique (le courant du Labrador) et un d'origine tropicale (le Gulf Stream). L'estuaire et le golfe du Saint-Laurent constituent la région la plus au sud de l'Atlantique Nord à être recouverte de glace de mer en hiver. Cependant, le sud du Golfe est de loin l'endroit du Canada atlantique où la température de surface est la plus chaude durant l'été. Ce milieu unique offre des conditions chimiques et physiques idéales pour une communauté biologique d'une diversité et d'une productivité élevées comprenant un mélange d'espèces estuariennes, marines, subtropicales et arctiques.

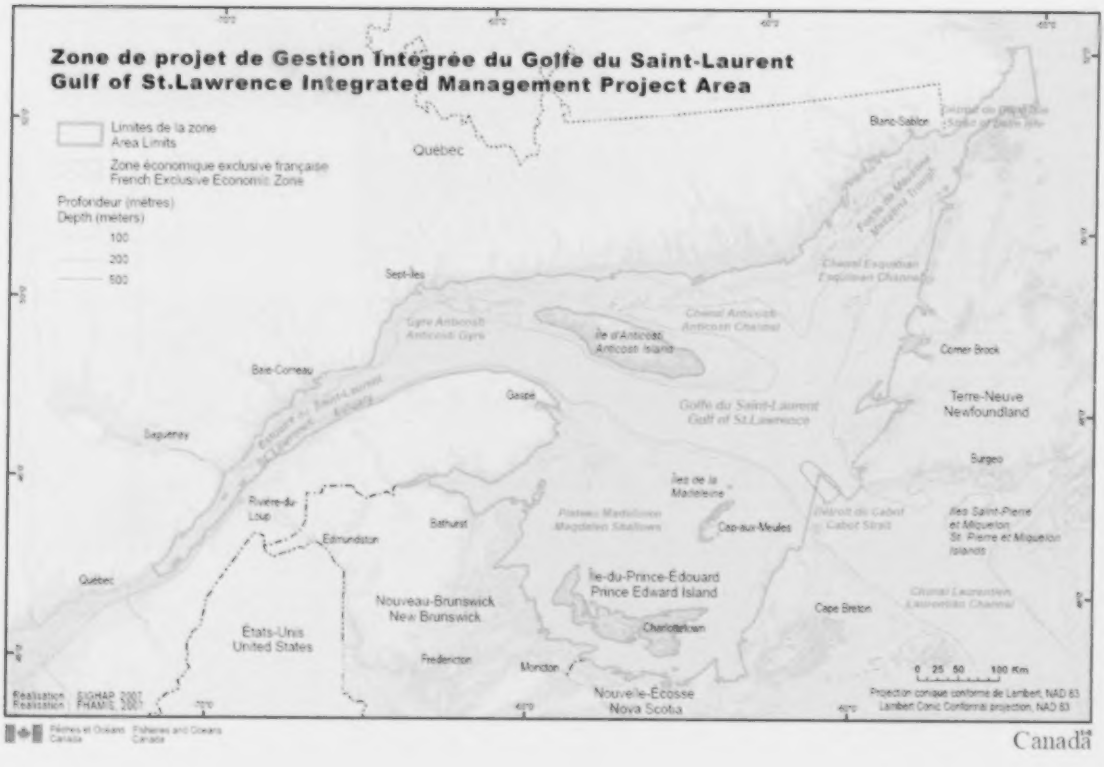

Figure 2-1. Carte de l'estuaire maritime et du golfe du Saint-Laurent indiquant les principaux chenaux et détroits dans cette zone étendue de gestion des océans (ZEGO).

L'estuaire et le golfe du Saint-Laurent sont assujettis à un large éventail d'activités humaines et d'agents de stress connexes qui peuvent causer des effets environnementaux néfastes sur les processus physiques, chimiques et biologiques de cette région. En voici quelques exemples :

- l'advection et l'accumulation de contaminants produits par l'industrie et le secteur de l'agriculture et provenant des Grands Lacs et du bassin hydrographique du Saint-Laurent;
- l'aggravation, depuis les années 1930, des conditions hypoxiques dans les eaux profondes et de l'acidification de toute la colonne d'eau par suite du changement climatique et de l'eutrophisation de l'estuaire du Saint-Laurent;
- l'augmentation de la navigation commerciale, écotouristique et de plaisance causant la perturbation des mammifères marins et la propagation des espèces aquatiques envahissantes;
- l'aménagement hydroélectrique et les variations de l'apport en eau douce dans l'Estuaire;
- l'aménagement du littoral et une concentration de sédiments et d'éléments nutritifs associés;
- le retrait de la biomasse, la pêche fantôme, les enchevêtrements et la perturbation de l'habitat découlant des pêches;
- une importante industrie de conchyliculture en croissance qui a transformé de grandes parties d'eaux estuariennes et lagunaires en exploitations aquacoles;
- un intérêt grandissant récent pour l'exploration pétrolière et gazière (levés sismiques) et le développement de l'énergie océanique (par ex., les marées et les courants).

Les interactions entre ces différentes activités ou agents de stress sont peu étudiées et, par conséquent, leurs effets cumulatifs sur la production locale ou mondiale ne sont pas connus.

3. DOCUMENTATION EXISTANTE SUR LA STRUCTURE, L'ÉTAT ET LES TENDANCES DE L'ÉCOSYSTÈME DU SAINT-LAURENT

Les rapports produits au cours des quinze dernières années qui traitent de l'écosystème du golfe du Saint-Laurent sont généralement regroupés en deux catégories. Ceux faisant partie de la première catégorie présentent habituellement une description détaillée de la structure des composantes physiques, chimiques et biologiques du système. L'accent est parfois mis sur les processus ou composantes qu'on estime particulièrement importants sur le plan écologique ou biologique. Quant aux rapports de la deuxième catégorie, ils présentent habituellement les résultats sur les tendances observées dans les diverses composantes de l'écosystème en fonction des ressources de surveillance disponibles. Dans les deux cas, des menaces au système sont à l'occasion repérées et brièvement décrites. Cependant, il y a peu d'éléments de preuve détaillés relativement au rôle des différentes menaces ni de discussions approfondies sur les réactions possibles.

3.1 Rapports sur la structure et l'état de l'écosystème

Le rapport de 2007 intitulé *Rapport d'aperçu et d'évaluation de l'écosystème marin de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent* (Dufour et Ouellet 2007) a fourni indubitablement l'un des aperçus les plus à jour et complets des composantes, de la structure et du fonctionnement de l'écosystème de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Cette étude contenait aussi une évaluation préliminaire des principales pressions exercées par les activités humaines sur l'écosystème et identifiait les populations, les espèces et les zones géographiques considérées comme préoccupantes. Ce rapport est accessible à un large public; toutefois, le degré de technicité s'adresse à un public cible composé surtout d'experts en science et en gestion maritimes.

Auparavant, un rapport un peu moins technique mais également considéré comme un aperçu complet des composantes, de la structure et du fonctionnement de l'écosystème de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent a été publié en 1997 et s'intitule *Évaluation du milieu marin de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent* (White et Johns 1997). Il présentait aussi un résumé des tendances et des impacts des produits chimiques déversés dans l'écosystème. Sans tenir compte des discussions sur les tendances observées, la description générale de la structure et du fonctionnement de l'écosystème demeure actuelle. Un autre résumé simplifié du Golfe rédigé à l'intention d'un public informé a été présenté dans le rapport intitulé *Le golfe du Saint-Laurent – Un écosystème unique : Plateforme pour la gestion intégrée du golfe du Saint-Laurent* (MPO 2005).

Dans le cadre du processus de planification des océans axé sur le Golfe, les zones jugées particulièrement importantes sur les plans écologique et biologique ont été identifiées (MPO 2007) de même que les objectifs de conservation prioritaires pour les activités de gestion intégrée menées dans ces zones (MPO 2009a). Les zones d'importance étaient déterminées en fonction de leur caractère unique, de leur degré d'agrégation du biote ou des processus écologiques importants et des impacts de ces caractéristiques sur la valeur adaptative ou la réussite des espèces (MPO 2004). Le processus visant à identifier les dix zones d'importance écologique et biologique (ZIEB) nécessitait la compilation de renseignements à l'échelle du Golfe sur la distribution spatio-temporelle et la coïncidence de nombreux processus physiques et biologiques ainsi que la disponibilité de données sur le biote allant du phytoplancton aux mammifères marins (Savenkoff *et coll.* 2007a et les études auxquelles ils font référence). Cet exercice a permis de déterminer les principales zones du Golfe qui permettent de différencier cet écosystème des autres. D'ailleurs, ces zones sont également toutes désignées pour une mise en application prudente en matière de gestion intégrée. De plus, le processus d'identification a généré diverses compilations de données qui représentent l'état des connaissances sur les différentes composantes de l'écosystème. Ces compilations sont accessibles sur le site Web du Secrétariat canadien de consultation scientifique : http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/index.htm. Pour obtenir la liste complète de celles-ci, veuillez consulter le document MPO (2007). En raison des contraintes qu'imposaient les renseignements disponibles et recueillis à ce moment-là, les zones d'importance écologique et biologique recensées étaient en général limitées aux zones semi-hauturières et extracôtières (habituellement d'une profondeur de plus de 25 - 40 m). Des efforts sont présentement déployés pour identifier les zones côtières qui répondent aux critères de désignation des ZIEB.

Comme pour les ZIEB, des critères cohérents et des directives dans la façon de les appliquer ont été élaborés pour faciliter l'identification des espèces et des attributs des communautés d'importance écologique pour lesquels une protection accrue est jugée nécessaire (MPO 2006a). Il s'agit d'espèces dont la perte due à des perturbations entraînerait des conséquences écologiques beaucoup plus graves que si une perturbation équivalente affectait la plupart des autres espèces de cette communauté. On a constaté que la zostère *Zostera marina* répond aux critères d'espèce d'importance écologique (EIÉ) dans le golfe du Saint-Laurent et dans d'autres parties de son aire de répartition (MPO 2009b).

L'évaluation et la gestion des répercussions qu'entraînent les activités humaines sur les composantes biologiques et physiques du golfe du Saint-Laurent requièrent aussi une bonne compréhension de l'aspect humain au sein du système. Cela comprend les structures de gouvernance, les types de peuplement humain et les activités humaines qui se situent aussi bien dans le bassin hydrographique que dans l'environnement marin du système. Un ouvrage en quatre volumes proposant un aperçu social, économique et culturel du Golfe contient des rapports détaillés pour trois sous-régions administratives du Golfe, soit celles de Terre-Neuve-et-Labrador, du Québec et du Golfe, de même qu'un document de synthèse (MPO 2011a, b, c, Gaudet et Léger 2011). Un rapport de 2010 intitulé *Gulf of St. Lawrence: Human Systems Overview Report* présente un sommaire comparable du profil socio-économique de la région, mais aussi un résumé détaillé de la structure de gouvernance (Alexander *et coll.* 2010).

3.2 Rapports sur les tendances

Dans le cadre des engagements nationaux et internationaux du Canada (gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux du Canada en 2010), un rapport sur l'état et les tendances des écosystèmes portant sur l'évaluation de 25 écozones du Canada (quinze terrestres, une d'eau douce et neuf marines) a été réalisé en 2010. L'écosystème de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent figure parmi les écozones marines pour lesquelles une compilation de l'information sur l'état, les tendances, les éléments catalyseurs et les facteurs de perturbation a été effectuée (MPO 2010). En effet, ce rapport détaillé fondé sur une surveillance à long terme a synthétisé les informations les plus à jour sur les changements dans les composantes physiques, chimiques et biologiques du système (Dufour *et coll.* 2010). Puisque cette surveillance s'effectuait majoritairement au large, les tendances relatives aux eaux littorales et à la zone côtière sont moins souvent citées dans le document.

Pêches et Océans Canada diffuse aussi régulièrement des rapports sur l'état et les tendances de certaines composantes de l'écosystème par l'intermédiaire du Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS); site Web http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/index-fra.htm). Des rapports sommaires portant sur les conditions océanographiques physiques, chimiques et biologiques sont produits sur une base régulière par le Programme de monitorage de la zone Atlantique (Pepin *et coll.* 2005) (par ex., Harrison *et coll.* 2006, Harvey et Devine 2009, Galbraith *et coll.* 2010a). Quant aux tendances liées à l'abondance, la répartition et la taille des populations des multiples composantes de l'écosystème (par ex., les poissons et les invertébrés), elles sont décrites dans des rapports émis périodiquement (par ex., Bourdages *et coll.* 2010, Hurlbut *et coll.* 2010). Un certain nombre de ces espèces ainsi que certaines populations de mammifères marins sont assujettis à des évaluations régulières des stocks (population) (par ex.

phoques, morue atlantique, hareng, crabe des neiges). Ces évaluations publiées aussi sur le site du SCCS dressent un compte-rendu détaillé des tendances de ces populations ainsi que de leur état actuel et projeté.

4. OBJET ET STRUCTURE DE CE RAPPORT

Un rapport sur l'état des océans constitue un outil essentiel qui facilite l'élaboration et l'évaluation des stratégies de gestion en ce qui a trait au « Résultat Stratégique de Pêches et Océans Canada sur les Écosystèmes Aquatiques Durables », lequel vise à gérer les activités relatives aux océans de façon à en préserver la santé écologique tout en permettant une exploitation durable. La nature des rapports sur l'état des océans (SOTO) évolue à l'échelle mondiale et le Canada n'y fait pas exception. Comme nous le décrivons plus en détail dans les prochains paragraphes, les objectifs de ce rapport consistent à examiner l'état de nos connaissances sur le passé, le présent et l'avenir anticipé de composantes ou d'aspects importants de l'écosystème de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent, sur les causes éventuelles de changements écosystémiques et, le cas échéant, sur les incidences que pourraient occasionner diverses mesures de gestion. À cet égard, ce rapport est en grande partie tourné vers l'avenir, identifiant les thèmes qui pourraient nécessiter une attention plus particulière ou l'établissement de mesures de gestion.

La gestion de tout enjeu environnemental exige l'application de mesures (par ex., règlements, politiques, programmes, meilleures pratiques de gestion et gérance) qui sont pour la plupart conçues pour éliminer, contrôler ou réduire les activités humaines susceptibles de causer des effets environnementaux nocifs. Dans certains cas, le choix des mesures de gestion tiendra compte du besoin de s'adapter aux changements anthropiques à grande échelle, comme les changements climatiques. Avant d'entreprendre des mesures efficaces, il est essentiel d'acquérir une bonne compréhension scientifique des causes possibles liées aux changements de l'écosystème au moyen d'une surveillance et d'études scientifiques des processus de même que d'évaluer les risques des conséquences éventuelles de l'application de différentes mesures de gestion. Avec le temps, la mise en œuvre des nouvelles mesures de gestion et l'accumulation des connaissances scientifiques feront en sorte que les futurs rapports sur l'état des océans mettront de plus en plus l'accent sur une dimension importante qui s'ajoutera à celles mentionnées précédemment : un examen des indicateurs (par ex., ZIEB, EIE) permettant de déterminer si les objectifs actuels et prévus de gestion basés sur l'écosystème sont en voie d'être atteints.

À la section suivante, nous décrivons brièvement la nature des questions qui ont influencé le contenu de ce rapport sur l'état des océans de même que la façon dont est structuré le reste du document. De plus, on explique brièvement en quoi ce rapport diffère de ses prédécesseurs.

4.1 État des effets environnementaux

La section 5 de ce rapport aborde des enjeux qui n'ont pas fait l'objet d'une analyse approfondie dans les études antérieures consacrées à l'écosystème de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent.

Au lieu de se concentrer sur la description de l'état et des tendances d'une série d'indicateurs relatifs aux zones semi-hauturières et extracôtières de l'écosystème, tel qu'ils sont présentés dans Dufour *et coll.* (2010), ce rapport analyse plutôt un nombre restreint d'effets environnementaux (thèmes) d'importance, et pour lesquels il est possible de répondre aux questions suivantes, du moins dans une certaine mesure :

- Quelle est la situation actuelle? (Quelles sont les conditions et les tendances environnementales?)
- Pourquoi cet effet environnemental se produit-il? (De quelle façon les activités humaines et les autres agents de stress sont-ils liés à l'enjeu dont il est question? Est-il possible de différencier les incidences anthropiques des processus et variations naturels?)
- Pourquoi l'effet environnemental est-il important? (Quelles sont les conséquences écologiques et socioéconomiques? Ont-elles une incidence sur une zone ou des espèces d'importance écologique?)
- Est-ce que l'effet environnemental est durable? (Est-ce que les actions humaines épuisent le capital environnemental et causent la détérioration de l'écosystème?)
- Quelles sont les mesures mises en place pour réduire ces impacts? Y a-t-il d'autres solutions?
- Quels sont les effets directs et indirects anticipés liés aux éventuelles mesures de gestion?

Ces questions constituent, au moins en partie, un certain nombre d'aspects déterminés par l'Agence européenne de l'environnement et d'autres groupes de travail comme étant essentiels pour diriger le processus entourant la préparation de rapports sur la situation environnementale (EU AEE 2000, Cardoso *et coll.* 2010). Même s'il n'a pas été possible de fournir une réponse exhaustive à toutes ces questions générales pour chacun des thèmes présentés ici, ces questions ont joué un rôle déterminant dans la sélection de ces thèmes. Les questions peuvent aussi aider à relever les lacunes dans notre compréhension qui pourraient être comblées par des études et des recherches supplémentaires. Toutefois, cet aspect fait seulement l'objet d'une brève discussion dans la présentation des thèmes.

Le choix des thèmes à traiter dans le présent rapport et les décisions relatives à l'évaluation des effets environnementaux négatifs ont été pris en fonction des éléments généraux qui ont été étudiés par le secteur de la gestion des écosystèmes du MPO lors de l'établissement des objectifs de gestion (MPO 2002, MPO 2009c et UE 2010). Ces éléments sont les suivants :

1. Les populations de tous les macroalgues, mollusques et crustacés, poissons et mammifères marins exploités à des fins commerciales se situent dans les limites de sécurité biologique et les répartitions d'âge et de taille témoignent de la bonne santé des stocks.
2. Le niveau d'intégrité du fond marin permet que la structure et les fonctions des écosystèmes soient protégées et que les écosystèmes benthiques, plus particulièrement, ne risquent pas de subir des effets nocifs.

3. La diversité biologique est maintenue. La qualité et la présence des habitats ainsi que la répartition et l'abondance des espèces sont harmonisées avec les conditions climatiques et géographiques qui prévalent.
4. Les espèces envahissantes et non indigènes introduites par les activités humaines sont maintenues à des niveaux qui ne modifieront pas l'écosystème de façon défavorable.
5. L'eutrophisation d'origine anthropique est réduite, surtout ses effets nocifs, comme les pertes de biodiversité, la dégradation des écosystèmes, les efflorescences d'algues toxiques et la désoxygénation des eaux près du fond.
6. L'introduction d'énergie, y compris de sources sonores sous-marines, se retrouve à un niveau qui ne nuit pas au milieu marin.
7. Les modifications irréversibles des conditions hydrographiques ne nuisent pas aux écosystèmes marins.
8. Tous les éléments constituant les réseaux trophiques marins, dans la mesure où ils sont connus, sont présents en abondance et diversité normales, ainsi qu'à des niveaux capables d'assurer à long terme l'abondance des espèces à l'intérieur des limites de la variabilité naturelle et ce, avec la conservation de leur pleine capacité de reproduction.
9. Les concentrations de contaminants affichent un niveau qui n'engendre pas d'effets indésirables liés à la pollution.
10. Les contaminants contenus dans les poissons et autres fruits de mer destinés à la consommation humaine de façon directe ou indirecte n'excèdent pas les niveaux établis par la loi ou par d'autres normes pertinentes.
11. Les propriétés de même que la quantité de déchets marins ne causent aucun dommage au milieu marin et à l'environnement côtier.

Une des caractéristiques de ce rapport consiste à mettre l'accent sur des effets environnementaux négatifs précis et sur leur atténuation possible, au lieu de présenter une discussion générale de la description de l'écosystème et de l'intensité des activités humaines qui ont une incidence sur celui-ci. C'est dans cette optique que le rapport s'appuie sur la documentation existante. Les effets environnementaux négatifs étudiés appartiennent à l'une ou à plusieurs de cinq catégories largement définies. Cependant, ces catégories ne sont pas toutes abordées dans le présent rapport :

- modifications ou interruptions des régimes océanographiques physique et chimique (par ex., modification de la ligne de côte, changement dans la zone côtière et les régimes de courants, acidification);
- modification, interruption ou destruction de l'habitat (par ex., perte ou fragmentation de l'habitat physique, hypoxie);
- modification, interruption ou destruction du biote (par ex., extraction de biomasse, introduction d'espèces);
- modification ou interruption des régimes de nutriments (par ex., eutrophisation);
- modification ou interruption des régimes de sédiments (par ex., turbidité et étouffement de l'habitat).

Des efforts ont été déployés pour la sélection des thèmes développés dans la section 5 de façon à ce qu'ensemble, ils traitent une vaste gamme d'effets environnementaux négatifs. Bien que les

thèmes associés aux contaminants et aux régimes de sédiments ne soient pas explorés ici, ils seraient des candidats logiques pour des rapports ultérieurs.

4.2 Cadre du modèle « Force motrice-Pression-État-Impact-Réponse » (DPSIR)

Un cadre analytique bien défini et structuré est souhaitable au moment d'entreprendre une évaluation écologique intégrée dans le cadre d'un rapport sur l'état des océans étant donné la complexité de l'écosystème et de ses interactions avec la société. Plusieurs organisations scientifiques et de développement internationales ont adopté le cadre Force motrice-Pression-État-Impact-Réponse (DPSIR) pour la planification de la gestion intégrée (par ex., Elliott 2002). Ce cadre est un outil général servant à classer et à définir l'information sur l'état de l'environnement et les utilisations anthropiques. Il guide l'évaluation à partir de concepts généraux vers les détails et, à partir de données et d'indicateurs, aide à établir les relations de cause à effet entre les composantes des systèmes sociaux, économiques et environnementaux en interaction les unes avec les autres. Le cadre fournit également un outil de communication permettant d'intégrer différents groupes de participants dans l'établissement des réponses de gestion. Le cadre DPSIR est utilisé pour structurer ce rapport et il est fondé sur l'élaboration des définitions suivantes et de leur mise en application (UNEP/GRID-Arendal 2002) :

- Les **forces motrices** sont les activités humaines sociales, culturelles, économiques et réglementaires qui exercent des **pressions** sur l'environnement, comme la croissance de la population humaine, le transport maritime, la production agricole, les pêches ou le tourisme. Les conditions naturelles qui stimulent le changement environnemental sont aussi incluses dans la définition.

- Les **pressions** constituent des facteurs de stress que les activités humaines et les conditions naturelles imposent à l'environnement, y compris le nombre ou la charge de produits physiques, chimiques ou biologiques ou les changements qui résultent ou qui sont produits par les **forces motrices**. Les eaux usées, l'écoulement de sédiments et d'engrais, les prises de poissons, l'extraction d'agrégats et l'introduction d'espèces non indigènes constituent des exemples.

- L'**état** de l'environnement tient compte des contaminants, des sédiments, des éléments nutritifs ou des régimes hydrographiques, ainsi que de la condition ou de la santé de l'habitat et du biote. Les conditions passées, actuelles et anticipées (c.-à-d. les tendances) sont généralement d'un très grand intérêt. Le principal enjeu au moment de discuter des états et des tendances est d'établir les relations de cause à effet avec les pressions selon les meilleures données scientifiques disponibles. Cela comprend la différentiation entre un changement dû à l'homme et un changement par suite de processus naturels.

- Les **impacts** sont les répercussions biologiques, économiques et sociales du changement environnemental. Des exemples peuvent comprendre des blooms phytoplanctoniques ou des changements défavorables au niveau des plantes marines ou des macroalgues, des problèmes de santé humaine liés à l'eau, des changements à long terme dans la

répartition et l'abondance des espèces, des inondations, une destruction des fonds marins, une perte d'habitat ou des perturbations génétiques.

- Les **réponses** sont considérées comme étant les mesures de gestion mises en œuvre par l'intermédiaire de règlements, de politiques, de meilleures pratiques de gestion, de normes ou de stratégies d'intendance pour faire face à la situation environnementale. Établis et mis en œuvre pour atteindre les objectifs de gestion écosystémique, ces éléments peuvent avoir des applications internationales, nationales ou régionales.

Afin qu'une évaluation intégrée soit efficace, la probabilité relative de réussite des différentes réponses pour traiter des impacts doit en fin de compte être évaluée, quoique ce ne soit pas nécessairement présenté ici. Cela s'applique autant à l'égard des risques associés aux impacts additionnels sur d'autres processus ou composantes de l'écosystème, ou de l'augmentation non intentionnelle des impacts sur l'état d'une propriété en particulier. Le degré à l'égard duquel la probabilité de réussite et les risques peuvent être évalués diffère beaucoup selon les thèmes abordés dans ce rapport, en fonction des données scientifiques disponibles.

5. ÉTAT ET TENDANCES DE CERTAINS THÈMES IMPORTANTS LIÉS À L'ÉCOSYSTÈME DU SAINT-LAURENT

5.1 Hypoxie de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent (*M. Scarratt, D. Chabot, et D. Gilbert, Institut Maurice-Lamontagne)*

5.1.1 Aperçu

L'hypoxie dans les eaux marines, comme dans d'autres environnements, est plus simplement décrite comme un manque d'oxygène dissous (OD). Cette condition peut se produire naturellement ou être accentuée, voire même causée par les activités humaines; mais dans tous les cas, les processus concernés et le stress environnemental qui en résulte sont essentiellement semblables. L'hypoxie a lieu lorsque la respiration (y compris les processus microbiens) retire l'oxygène (O_2) de l'eau plus rapidement qu'il n'y est introduit à partir de l'atmosphère ou par la photosynthèse. Cette situation peut se produire par suite d'une respiration microbienne élevée dans les eaux profondes et les sédiments, et peut être stimulée par un surplus de matières organiques provenant des eaux de surface (Levin *et coll.* 2009). L'hypoxie est très courante dans les régions où il y a une forte stratification de la colonne d'eau qui limite les mélanges verticaux et qui réduit la pénétration de l'oxygène dans les eaux plus profondes (Rabalais *et coll.* 2002). L'hypoxie est souvent stimulée par l'eutrophisation due aux eaux de ruissellement des terres agricoles ou au rejet d'eaux usées qui transportent les nutriments vers la zone côtière (Diaz 2001). L'hypoxie peut être transitoire, saisonnière ou permanente, selon les causes (telles que l'eutrophisation) et les conditions océanographiques locales (Rabalais *et coll.* 2010).

Les eaux marines sont considérées comme très hypoxiques lorsque la concentration d'OD se situe à un niveau inférieur à 2 mg L^{-1} (62,5 µmol L^{-1}) (Diaz 2001), ou que la saturation en oxygène dissous est d'environ de 20 à 30 % par rapport à l'air, la relation entre concentration et saturation dépendant de la température et de la salinité (Rabalais *et coll.* 2010). Le stress imposé sur les organismes vivants dépend non seulement de la concentration réelle d'OD, mais aussi de la tolérance de chaque espèce aux faibles niveaux d'OD. Dans les eaux hypoxiques, la faune marine souffre d'une variété de déficiences, y compris des taux de croissance plus faibles, un moins grand succès de reproduction, une augmentation de la mortalité; certains de ces effets peuvent même être observés lorsque l'hypoxie est légère (de 30 à 50 % de saturation). Les eaux où l'hypoxie est sévère sont considérées comme des « zones mortes » où peu d'organismes macroscopiques peuvent exister et où les espèces commerciales sont essentiellement absentes (Rabalais *et coll.* 2002). L'hypoxie dans les eaux marines est un problème croissant à l'échelle mondiale et de plus en plus de zones côtières des océans sont devenues hypoxiques au cours des récentes décennies (Rabalais *et coll.* 2010). Dans une revue de littérature récente, Diaz et Rosenberg (2008) ont estimé que 245 000 km^2 des zones côtières mondiales des océans sont maintenant touchés par de l'hypoxie grave causée par l'eutrophisation.

5.1.2 Forces motrices et pressions

5.1.2.1 Hypoxie des chenaux profonds du golfe du Saint-Laurent

Les causes de l'hypoxie dans les eaux profondes de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent (EGSL) ont été décrites de façon détaillée par Gilbert *et coll.* (2005, 2007). Brièvement, les eaux profondes qui sont constituées d'un mélange d'eau riche en oxygène du courant du Labrador et des eaux chaudes et pauvres en oxygène du centre de l'Atlantique Nord entrent dans le chenal Laurentien. Les niveaux d'OD sont déjà faibles à l'entrée du golfe du Saint-Laurent, soit une saturation de 55 à 65 % sous les 150 m de profondeur dans le détroit de Cabot. La respiration (bactéries, invertébrés, poissons) diminue davantage les niveaux d'OD alors que l'eau se déplace lentement vers la tête des trois principaux chenaux : le chenal Laurentien dont la tête se trouve dans l'Estuaire, le chenal Esquiman et le chenal Anticosti. Des données historiques et récentes indiquent une diminution progressive des valeurs d'OD dans les eaux profondes du golfe du Saint-Laurent, particulièrement à la tête des trois principaux chenaux (fig. 5.1-1). Les plus faibles valeurs d'OD sont observées à la tête du chenal Laurentien où elles sont autour de 20 % de saturation (65 µmol L^{-1}) depuis quelques années. Ce niveau d'hypoxie est le résultat d'un long déclin depuis 1932, première date pour laquelle des données fiables existent. Les eaux profondes de l'estuaire du Saint-Laurent avaient alors un taux moyen de saturation d'oxygène de 38 % (125 µmol L^{-1}). Depuis le milieu des années 1980, les niveaux d'OD semblent s'être stabilisés, avec de petites fluctuations autour du niveau de 20 % observées chaque année (MPO 2008a, Galbraith *et coll.* 2011). La plus grande partie (jusqu'aux deux tiers) du déclin des valeurs d'OD depuis 1932 peut être expliquée par un plus faible apport d'eau du courant du Labrador et une augmentation de la contribution des eaux du centre de l'Atlantique Nord à l'embouchure du chenal Laurentien; mais le reste semble avoir été causé par une demande accrue en oxygène dans les eaux profondes et les sédiments. Celle-ci pourrait être le résultat d'un surplus de matières organiques dans les eaux de surface, en corrélation avec un apport supplémentaire de nitrates provenant de sources agricoles se déversant dans le fleuve Saint-Laurent (Gilbert *et coll.* 2007). L'augmentation de la respiration bactérienne associée à une hausse de la température de près de

2°C par rapport aux années 1930 (Genovesi *et coll.* 2011) a probablement aussi contribué à la demande accrue en oxygène.

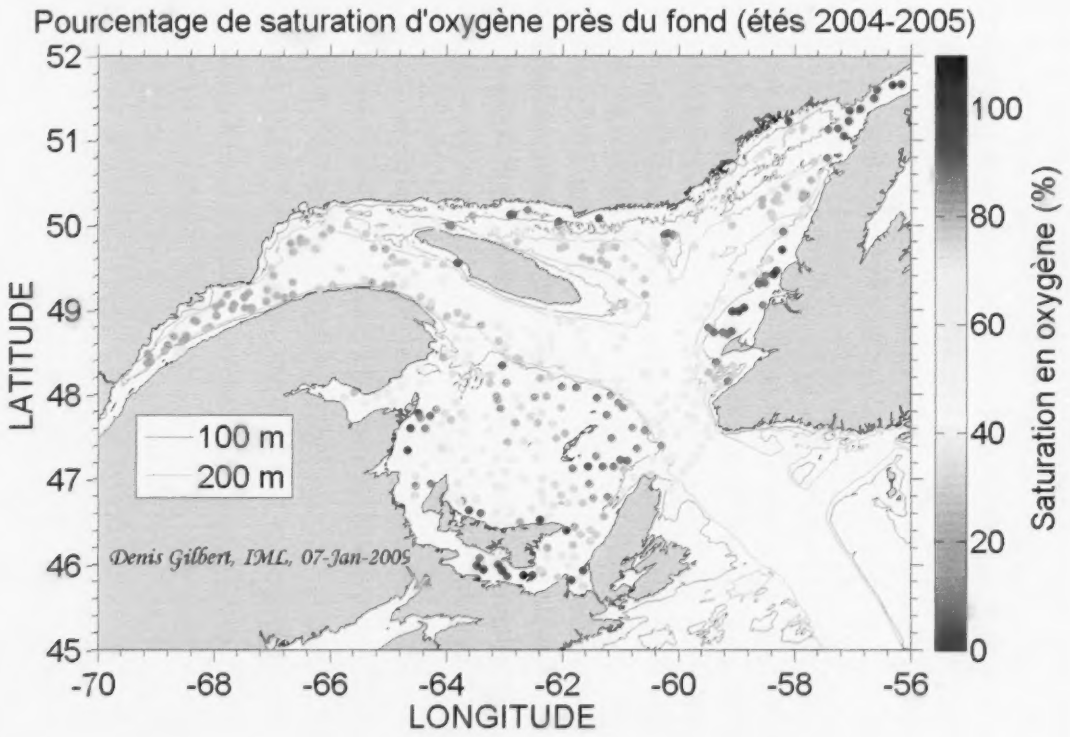

Figure 5.1-1. Valeurs de saturation d'oxygène mesurées près du fond aux stations de chalutage durant l'été lors du relevé multispécifique dans le golfe du Saint-Laurent; 2004 (sud et nord) et 2005 (nord du Golfe seulement).

5.1.2.2 Hypoxie en eaux peu profondes

En plus de l'hypoxie en eaux profondes décrite ci-dessus, certaines zones en eaux peu profondes peuvent également être touchées, particulièrement lorsque des apports organiques ou de nutriments importants sont présents. Plante et Courtenay (2008) ont décrit une anoxie (absence complète d'oxygène dissous) dans la baie de Lamèque au nord du Nouveau-Brunswick où des apports de nutriments importants des effluents d'une usine de transformation des produits de la mer ont entraîné une croissance excessive de macrophytes. La décomposition subséquente de ces matières organiques a entraîné une diminution saisonnière des taux de concentration d'oxygène dans la colonne d'eau et les sédiments et le rejet de sulfure d'hydrogène gazeux (H_2S) qui a compromis la qualité de l'air. Des épisodes semblables d'anoxie saisonnière ont été notés dans de petits estuaires au sud du golfe du Saint-Laurent, souvent en raison de concentrations de nutriments causées par les eaux de ruissellement des terres agricoles (AMEC Earth and Environmental 2007). Dans la majorité des cas, ces incidents sont confinés à des zones limitées directement touchées par les apports de nutriments et la sévérité du problème peut être réduite si ces effluents sont contrôlés ou traités. Ce phénomène fut le sujet d'un atelier scientifique régional du MPO organisé à Charlottetown par le Secrétariat canadien de consultation scientifique en mars 2011 (Atelier sur les approches pour établir des critères d'enrichissement de nutriments pour les estuaires du sud du golfe du Saint-Laurent : http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/Schedule-Horraire/2011/03_08-09-fra.html). Le compte rendu de cet atelier n'a pas encore été publié en date du 20 juin 2012.

5.1.3 Impacts de l'hypoxie sur les ressources marines

De nombreuses répercussions liées à l'hypoxie ont été reconnues dans plusieurs environnements, dont l'EGSL. Les réponses à l'hypoxie à l'échelle de la molécule, de l'organisme et de l'écosystème ont été examinées en détail par Gray *et coll.* (2002) et Wu (2002). Une revue de Chabot et Claireaux (2008) était centrée sur les répercussions sur les poissons et utilisait la morue de l'Atlantique *Gadus morhua* comme modèle. Plante *et coll.* (1998) ont démontré que la moitié des morues meurent en 96 h d'exposition à une saturation en oxygène de 21 %. Ils ont également trouvé que 5 % des morues meurent en 96 h lorsqu'elles se trouvent dans des eaux saturées à 28 %. Chabot et Dutil (1999) ont examiné les effets de l'hypoxie légère en examinant le taux de croissance de morues exposées à des taux de saturation de O_2 variant entre 45 et 93 %. Ils ont observé une perte d'appétit et une diminution du taux de croissance en longueur et en masse chez les morues exposées à des valeurs d'OD inférieures à 70% de saturation comparativement aux contrôles normoxiques. De plus, certaines variables physiologiques étaient perturbées à ces niveaux sévères d'hypoxie.

Le principal mécanisme qui touche les organismes exposés à l'hypoxie légère est une réduction du registre aérobie, soit la différence entre le taux maximum de dépense d'énergie qu'un poisson peut atteindre par l'intermédiaire du métabolisme aérobique et le taux métabolique standard, qui constitue la quantité minimale d'énergie qu'un poisson doit dépenser pour maintenir l'homéostasie (état physiologique constant). L'oxygène est un facteur limitant pour le métabolisme aérobique (Fry 1971); le taux maximum de dépense d'énergie diminue progressivement à mesure que le niveau d'OD diminue, tandis que le taux métabolique standard demeure stable pourvu que l'OD soit au-dessus du seuil critique pour la survie. Par conséquent, la différence entre le taux maximum et le taux standard (le registre) diminue, et le poisson doit

réduire les activités qui exigent de l'énergie, comme la nage et la digestion. Il a d'ailleurs été démontré que la performance natatoire est réduite lorsque la morue est exposée à l'hypoxie légère (Schurmann et Steffensen 1997, Chabot et Dutil 1999, Herbert et Steffensen 2005, Dutil *et coll.* 2007). Une diminution de la performance natatoire peut réduire la capacité du poisson à capturer ses proies, à éviter les prédateurs ou à échapper aux engins de pêche mobiles. Chabot et Dutil (1999) ont suggéré que la morue peut délibérément éviter une exposition prolongée aux niveaux de saturation en O_2 inférieurs à 70 % et éviter presque complètement les zones de l'EGSL où les niveaux d'OD près du fond sont inférieurs à un taux de saturation de 30 % (D'Amours 1993, Chabot 2004, Gilbert *et coll.* 2007). Les données recueillies sur le terrain ont confirmé cette idée, car la densité de morue est directement liée à l'OD dans l'EGSL (Chabot 2004). L'étendue de l'environnement hypoxique dans l'estuaire du Saint-Laurent pourrait donc représenter une perte de l'habitat, selon les déplacements saisonniers du stock.

Des travaux en cours visent à évaluer les répercussions des niveaux actuels d'OD proche du fond dans l'EGSL sur deux autres espèces commerciales importantes, le flétan du Groënland *Reinhardtius hippoglosoides* et la crevette nordique *Pandalus borealis*, car les deux vivent dans les eaux profondes et sont exposées à l'hypoxie. Un travail préliminaire sur le crabe des neiges *Chionoecetes opilio* suggère qu'il est assez tolérant à l'hypoxie (D. Chabot, données non publiées), mais en général, nous en savons très peu à propos des effets de l'hypoxie sur les crustacés dans l'EGSL. Une revue de littérature a démontré que dans l'ensemble, les crustacés sont aussi, sinon plus sensibles à l'hypoxie que les poissons (Vaquer-Sunyer et Duarte 2008). Par contre, les crustacés et les poissons sont mobiles et ils peuvent habituellement se déplacer pour éviter les eaux hypoxiques, pourvu que des eaux plus oxygénées soient accessibles à une distance raisonnable. Vaquer-Sunyer et Duarte (2008) ont classé les mollusques, polychètes, échinodermes et cnidaires comme étant généralement plus tolérants à l'hypoxie. Diaz et Rosenberg (1995) ont également trouvé que les polychètes étaient en général tolérants à l'hypoxie. Dans l'EGSL, Bourque (2009) a trouvé que certains petits polychètes des familles Spionidae, Oweniidae et Ampharetidae étaient plus abondants dans l'Estuaire (les stations les plus hypoxiques), tandis que les polychètes de la famille Maldanidae y étaient absents, alors qu'ils étaient bien représentés aux stations mieux oxygénées. On en sait encore moins sur la tolérance relative à l'hypoxie des espèces planctoniques dans l'EGSL. Certaines espèces planctoniques qui vivent aussi dans les eaux profondes de l'EGSL ont été trouvées dans la zone d'oxygène minimum au large de la Colombie-Britannique (< 10 % de saturation) et peuvent être classées comme tolérantes à l'hypoxie, y compris les copépodes *Metridia lucens* et les chaetognates *Parasagitta elegans* (Hoos 1970). Les taux de consommation d'oxygène du zooplancton gélatineux sont faibles et de nombreuses espèces sont tolérantes à l'hypoxie (pour un résumé, voir Ekau *et coll.* 2010). La distribution verticale du zooplancton gélatineux, ses compétiteurs et ses proies dans l'EGSL devront être examinés pour évaluer à quel point il peut supplanter des espèces planctivores plus sensibles ou augmenter son taux de prédation sur les proies sensibles à l'hypoxie. Les copépodes passent l'hiver dans les eaux profondes sous forme de kystes tolérants à l'hypoxie; autrement, ils se trouvent habituellement dans les eaux normoxiques de l'EGSL (Plourde *et coll.* 2002, Descroix *et coll.* 2005).

Il n'existe aucune étude publiée concernant l'incidence de l'hypoxie saisonnière sur la faune dans les petits estuaires du sud du golfe du Saint-Laurent. Par contre, des études dans d'autres secteurs ont révélé que certains invertébrés côtiers sont tolérants à l'hypoxie, dont la moule bleue *Mytilus edulis* et la mye *Mya arenaria* (Hoos 1973), tandis que d'autres sont sensibles à l'hypoxie, dont

le homard *Homarus americanus*, le crabe commun *Cancer irroratus*, et la crevette de sable *Crangon septemspinosa* (Miller *et coll.* 2002, Vaquer-Sunyer et Duarte 2008).

L'hypoxie a également des répercussions à l'échelle de l'écosystème, comme la perte directe ou la réduction d'habitats, des relations trophiques altérées, des changements de patrons de migration et des modifications de la biodiversité (Wu 2002). Par exemple, selon un relevé photographique (Belley *et coll.* 2010), la structure de la communauté faunique macrobenthique varie entre les zones hypoxiques et normoxiques où les espèces tolérantes dominent les eaux hypoxiques. Par contre, la richesse en espèces macrobenthiques est aussi élevée dans les régions hypoxiques que normoxiques de l'estuaire du Saint-Laurent, sans doute parce que les niveaux d'oxygène ne sont pas suffisamment faibles pour exclure de nombreuses espèces. Dans les zones côtières, l'anoxémie grave en eaux peu profondes peut avoir des conséquences pour l'être humain, tel qu'illustré plus haut pour la baie de Lamèque, au Nouveau-Brunswick (Plante et Courtenay 2008).

Une synergie est possible entre l'hypoxie et d'autres facteurs de stress comme l'acidification (Whiteley 2011). Parce que le pH peut nuire à l'efficacité de la respiration des poissons, les conditions acides et de fortes concentrations de dioxyde de carbone (CO_2) observées dans les eaux près du fond de l'estuaire maritime du Saint-Laurent (voir section 5.2) pourraient empirer les effets de l'hypoxie sur de nombreuses espèces. La diminution prévue à long terme du pH océanique en raison d'émissions de CO_2 anthropiques au cours des prochaines décennies pourrait également aggraver l'incidence de l'hypoxie. Il y a eu des changements majeurs dans la dynamique des écosystèmes de l'estuaire maritime du Saint-Laurent, notamment l'abondance, la diversité et l'activité des organismes benthiques (Bourque 2009). L'apport relatif de l'hypoxie, de l'acidification et d'autres facteurs reste toutefois à déterminer.

5.1.4 Principales directives relatives à l'élaboration des mesures de gestion

Dans les eaux profondes, les options de mesure de gestion sont nécessairement limitées étant donné que l'hypoxie y est avant tout un phénomène naturel (Gilbert *et coll.* 2005, 2007). Par contre, les efforts pour traiter et limiter l'eutrophisation des rivières et du fleuve aideraient à atténuer le risque en réduisant les forçages anthropiques sur le système, quoique l'efficacité de ces mesures soit difficile à évaluer (Stigebrandt et Gustafsson 2007, Kemp *et coll.* 2009). Une surveillance continue des variables écosystémiques (conditions chimiques et physiques, productivité primaire, interactions dans le réseau trophique) et des espèces commerciales potentiellement vulnérables devrait être maintenue, voire même accrue, afin d'acquérir une meilleure compréhension des répercussions de l'hypoxie avant que d'importantes modifications environnementales ne se produisent. Sur le plan des ressources halieutiques, les pratiques de gestion devraient être modifiées pour tenir compte de taux de croissance réduits et peut-être d'une diminution de la survie par l'intermédiaire d'effets directs (mortalité) et indirects (par ex., vulnérabilité face aux prédateurs et aux engins de pêche mobiles) de l'hypoxie sur les espèces exploitées. La gestion des engins de pêche mobiles devrait également être adaptée pour prendre en considération les effets de l'hypoxie sur la distribution et la migration des poissons, leur vitesse de nage et la perte possible d'habitat.

Lorsque l'hypoxie est clairement causée par une charge excessive en éléments nutritifs, les principales mesures de gestion sont plus clairement définies et il a été démontré que l'assainissement (retrait ou réduction à la source de la charge en éléments nutritifs) est efficace (Kemp *et coll.* 2009). Dans le cas de la baie de Lamèque, l'amélioration du traitement des eaux usées à l'usine de transformation et le processus mécanique d'enlèvement de l'excès de macrophytes dans la baie ont aidé à améliorer l'oxygénation de la colonne d'eau et des sédiments (Plante et Courtenay 2008).

La population en hausse pourrait entraîner un plus grand apport en nutriments dans les eaux côtières dans le futur et une détérioration des niveaux d'oxygène due à l'eutrophisation (Kennedy 1990, Justic *et coll.* 1997, Wu 2002) dans les chenaux profonds de l'EGSL et dans les plus petits estuaires. Le réchauffement climatique aura des répercussions négatives sur le taux d'oxygène dans les eaux profondes et côtières de l'EGSL en raison de la réduction de la solubilité de l'oxygène (García et Gordon 1992) et de la hausse du taux de respiration avec une augmentation de la température (Fry 1971). Les facteurs qui touchent la circulation dans l'océan Atlantique, comme l'oscillation de l'Atlantique Nord, ainsi que le réchauffement climatique peuvent également avoir des répercussions sur la contribution relative des eaux du courant du Labrador et du centre de l'Atlantique Nord au mélange entrant dans le chenal Laurentien et influencer le niveau d'OD dans les trois principaux chenaux de l'EGSL. Les mesures de gestion devront être adaptées alors que de nouvelles données deviendront disponibles et en fonction de ces conditions océaniques changeantes.

5.2 Répercussions de l'acidification des océans dans le golfe du Saint-Laurent

(M. Scarratt et M. Starr, Institut Maurice-Lamontagne)

5.2.1 Facteurs associés à l'acidification des océans

Souvent appelée « l'autre problème du CO_2 » (Doney *et coll.* 2009), l'acidification des océans a reçu une attention considérable depuis la publication du document précurseur de Feely *et coll.* (2004). Le phénomène est causé par la dissolution de CO_2 anthropique dans les eaux marines, ce qui entraîne le système d'équilibre des carbonates vers un état plus acide; il augmente la concentration d'ions d'hydrogène (H^+) dans la solution, entraînant ainsi une réduction du pH (Feely *et coll.* 2004). Quoique des changements importants à l'égard du CO_2 atmosphérique et du pH océanique se soient produits naturellement au cours de l'histoire géologique, dans le contexte actuel, ce processus est en grande partie attribuable aux émissions de CO_2 anthropiques. On estime que depuis l'ère préindustrielle, l'océan a absorbé environ un tiers du CO_2 ajouté dans l'atmosphère par l'activité humaine (Sabine *et coll.* 2004) et que le pH moyen de l'eau de surface de l'océan a baissé de 0,1 unité par rapport à sa valeur préindustrielle d'environ 8,3. En raison de l'échelle logarithmique, ce changement apparemment mineur représente réellement une augmentation d'environ 30 % de l'acidité. Si les émissions mondiales de CO_2 continuent à ce même rythme, une autre baisse d'au moins 0,3 unité (100 % d'augmentation de l'acidité) est anticipée d'ici l'année 2100 (Caldeira et Wickett 2005). Des changements de cette ampleur et à cette rapidité sont sans précédent depuis au moins les dernières 20 millions d'années (Feely *et coll.* 2004) et peut-être depuis le Maximum thermique du Paléocène-Éocène, il y a 55 millions d'années. Ceci soulève de sérieuses préoccupations sur la capacité des espèces et des populations

à s'adapter à ce phénomène. L'acidification des océans pourrait ainsi engendrer des changements spectaculaires dans la structure et la fonction des écosystèmes marins.

L'acidification des océans est une menace mondiale; par contre, nos eaux côtières froides peuvent particulièrement être touchées en raison de la plus grande solubilité des carbonates de calcium et du CO_2 à basse température. En plus des retombées atmosphériques, l'acidification des océans peut également être accentuée dans les eaux côtières en raison des apports d'eau douce, de l'approvisionnement en matière organique et en nutriments provenant du milieu terrestre et des sédiments marins. Dans les eaux douces, les concentrations de CO_2 dissout ont tendance à être plus élevées et le pH plus faible que dans les océans. Dans les eaux ayant peu ou pas de contact avec l'atmosphère, la décomposition de matières organiques terrigènes ou produites localement augmente la quantité de CO_2 et diminue le pH. En région côtière, de nombreuses activités humaines peuvent aggraver l'acidification, principalement celles qui entraînent des apports de déchets organiques ou de nutriments, ou la formation de précipitations acides (Doney *et coll.* 2007). L'impact de l'acidification devrait par conséquent être d'abord ressenti aux latitudes élevées et dans les eaux hypoxiques/anoxiques; les conséquences pourraient plus graves dans certaines régions côtières plus fragiles. En raison de ces préoccupations, un effort de recherche important a été réalisé au cours des dernières années pour mieux comprendre l'acidification des océans et ses répercussions sur les écosystèmes marins.

Dans l'estuaire du Saint-Laurent, un récent épuisement en oxygène dans les eaux près du fond a été causé par des changements dans les propriétés des masses d'eau qui entrent dans le Golfe et, dans une certaine mesure, par une augmentation de la respiration associée à la reminéralisation de matières organiques dans la colonne d'eau et les sédiments. Ce phénomène est décrit plus en détail à la section 5.1. Le CO_2 produit par la respiration s'accumule dans les eaux profondes, ce qui cause l'acidification. Ainsi, les eaux profondes de l'Estuaire s'acidifient plus rapidement qu'à la surface par suite de processus *in situ* qui ne sont pas directement liés aux émissions de CO_2 anthropiques. Des effets semblables ont été décrits dans d'autres régions côtières (Cai *et coll.* 2011).

5.2.2 État actuel de l'acidification de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent

Très peu de données publiées existent sur le pH de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Mucci *et coll.* (2011) ont résumé l'état actuel des connaissances en utilisant trois ensembles de données de 1934–1935, 1979–1980 et 2006–2007. Tandis que le pH à la surface n'a pas changé de façon significative depuis 1934, celui des eaux profondes (170–335 m) a diminué de 0,2 à 0,3 unité sur 73 ans (fig. 5.2-1), ce qui est semblable au changement de pH prévu en haute mer au cours du prochain siècle (Orr *et coll.* 2005). Il est important de noter, toutefois, que la diminution de pH dans l'estuaire du Saint-Laurent n'est pas attribuable uniquement à l'absorption de CO_2 atmosphérique, mais aussi aux effets de l'augmentation du CO_2 liée à l'hypoxie progressive dans l'Estuaire (Gilbert *et coll.* 2005, 2007). Les eaux les plus acides de l'Estuaire se situent dans les couches plus profondes où la concentration d'oxygène est minimale. Ces eaux faibles en O_2 et riches en CO_2 (très acides) ont été isolées de l'atmosphère depuis plusieurs années, période durant laquelle la respiration associée à la reminéralisation de matières organiques a réduit la concentration de O_2 et augmenté le CO_2.

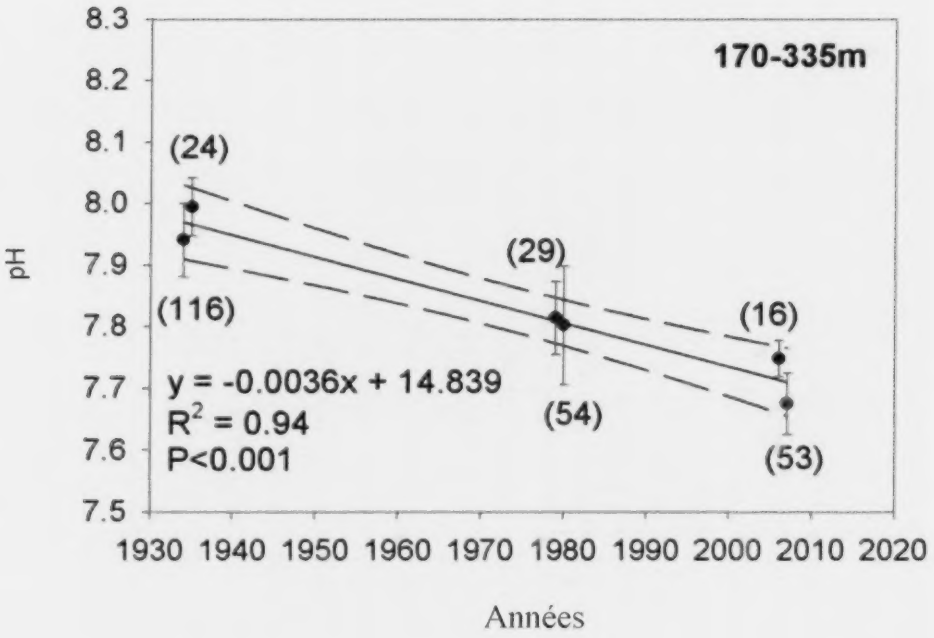

Figure 5.2-1. Mesures historiques du pH dans les eaux profondes de l'estuaire du Saint-Laurent (cercles) avec des intervalles de confiance de 95 %. Les nombres entre parenthèses correspondent aux nombres de données regroupées pour chaque année et intervalles de profondeur. La tendance au fil du temps et l'incertitude qui s'y rapporte sont indiquées par une ligne pleine et des lignes en tirets, respectivement. Les données sont tirées de mesures moyennes des mois de mai à septembre pour chaque année distincte (Mucci *et coll.* 2011).

En ce qui a trait à la composition chimique des carbonates, le résultat net de l'acidification de l'Estuaire est que la calcite (la forme la moins soluble des carbonates de calcium, trouvée principalement dans les coccolithophores planctoniques et les foraminifères) est maintenant sursaturée légèrement, tandis que l'aragonite (la forme la plus soluble, trouvée principalement dans les mollusques et les coraux) est très sous-saturée dans les eaux sous les 150 m (Mucci *et coll.* 2011) (fig. 5.2-2). Une saturation complète correspond à la concentration maximale de matière, dans ce cas les carbonates de calcium (calcite ou aragonite), qui peut être dissoute dans l'eau en fonction de certaines conditions telles que la température, la pression et la salinité. Le « taux de saturation », ou oméga (Ω) est le degré auquel l'eau est saturée de carbonates de calcium. Lorsque $\Omega > 1$, l'eau est sursaturée et les carbonates de calcium deviendront solides. Lorsque $\Omega < 1$, l'eau est sous-saturée et les carbonates de calcium solides se dissoudront.

Des zones persistantes dans les eaux acides près du fond ont également été trouvées récemment à la tête des chenaux Esquiman et d'Anticosti (M. Starr, Institut Maurice-Lamontagne, données non publiées). Ces zones correspondent aussi aux eaux hypoxiques documentées antérieurement par Gilbert *et coll.* (2005, 2007). Des eaux acides ont aussi été trouvées dans les eaux peu profondes du sud du golfe du Saint-Laurent, mais ce phénomène est probablement intermittent (M. Starr, Institut Maurice-Lamontagne, données non publiées). Dans cette dernière région, les

eaux sous-saturées en aragonite sont très près de la surface (40 m). La décomposition des matières organiques et l'apport en nutriments de l'estuaire du Saint-Laurent peuvent expliquer la présence de ces eaux riches en CO_2 près de la surface.

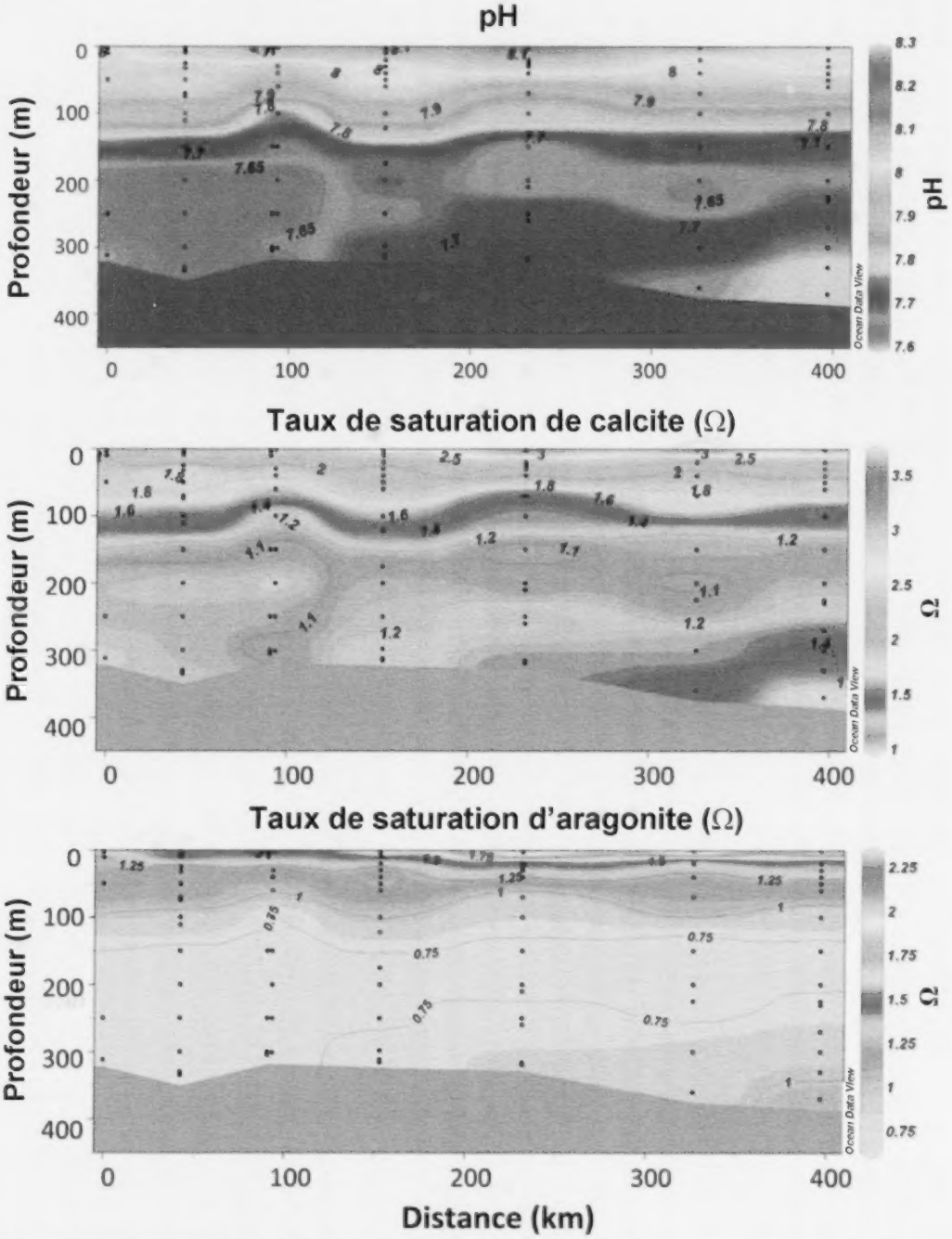

Figure 5.2-2. Mesures moyennes du pH *in situ* (mesuré à l'échelle des protons) et des taux de saturation (Ω) de la calcite et de l'aragonite calculés pour l'estuaire maritime et

l'ouest du golfe du Saint-Laurent pour les relevés d'août 2006 à juillet 2007. Les deux années d'observation ont été fusionnées pour produire un seul tracé de contours. L'échelle horizontale indique la distance vers l'est entre la tête du chenal Laurentien et le Golfe. Les valeurs de $\Omega < 1$ indiquent que la calcite ou l'aragonite vont se dissoudre. Consultez le texte pour plus d'explications. (Fig. adaptée de Mucci *et coll.* 2011.)

5.2.3 Impacts de l'acidification sur l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent

L'incidence la plus directe de l'acidification concerne les organismes qui forment des squelettes et des coquilles de carbonate de calcium parce que l'acidité augmente la solubilité des carbonates. Ces organismes comprennent le phytoplancton comme les coccolithophores, le zooplancton comme les ptéropodes et les foraminifères (Riebesell *et coll.* 2000), et d'autres invertébrés (espèces d'eaux profondes et peu profondes) y compris plusieurs espèces importantes sur le plan écologique et commercial, comme les mollusques bivalves (Riebesell *et coll.* 2000, Miller *et coll.* 2009, Beniash *et coll.* 2010), les crustacés (Kurihara 2008, Whiteley 2011), les gastéropodes, les échinodermes (Dupont *et coll.* 2008) et les coraux (Kleypas et Yates 2009). Les différences dans la réponse de ces organismes à l'égard de la réduction du pH peuvent avoir des répercussions considérables sur la biodiversité et sur les biens et services des écosystèmes. Une hausse de l'acidité peut aussi changer la composition chimique des eaux marines, touchant potentiellement la disponibilité des nutriments et la toxicité de l'eau. Les répercussions peuvent aussi toucher tous les organismes marins car le pH joue un rôle essentiel dans divers processus physiologiques tels que les réactions enzymatiques et autres réactions biochimiques (Fabry *et coll.* 2008). En effet, des expériences en laboratoire ont démontré que des organismes comme les dinoflagellés (dont les espèces toxiques ou nuisibles; Hallegraeff 2010), les copépodes (Kurihara 2008) et des espèces de poissons (Ishimatsu *et coll.* 2008), pourtant tous sans squelette ou coquille de carbonate de calcium, sont touchés par une baisse du pH.

À l'exception de la présence transitoire des eaux acides dans les eaux peu profondes du sud du Golfe, les eaux acides se situent généralement dans la couche sous les 100 m dans le golfe du Saint-Laurent. Le réseau du Saint-Laurent contient beaucoup d'organismes benthiques calcifiés (mollusques, foraminifère, crustacés, échinodermes et cnidaires). Beaucoup d'entre eux ont une importance économique directe (par ex., le crabe des neiges *Chionoecetes opilio* et la crevette nordique *Pandalus borealis)*, tandis que d'autres servent de nourriture aux poissons (par ex., ptéropodes) et aux mammifères marins ou contribuent au maintien de l'écosystème. À ce jour, aucune étude directe n'a examiné les effets de l'acidification dans le réseau du Saint-Laurent, mais des expériences en laboratoire et en microcosmes menées à travers le monde démontrent que de nombreuses espèces calcifiées affichent des taux réduits de calcification nette et même de dissolution dans certaines conditions semblables à celles observées dans les eaux hypoxiques du Saint-Laurent (tab. 5.2-1). Les premiers stades de développement de nombreux groupes d'espèces semblent particulièrement vulnérables aux eaux acides (Fabry *et coll.* 2008). Néanmoins, les effets de l'acidification des océans sur les organismes marins sont davantage variables et complexes que ce que l'on pensait, puisque certains organismes semblent bénéficier des conditions acides (Ries *et coll.* 2009, Fabricius *et coll.* 2011; tab. 5.2-1). Ces effets varient selon les espèces et même à l'intérieur d'une même espèce; cette variabilité est engendrée par des mécanismes génétiques, préadaptifs et des facteurs environnementaux synergiques (Doney *et coll.* 2009).

Tableau 5.2-1. D'après des expériences, les organismes marins réagissent différemment à l'acidification des océans en fonction de leur physiologie et de leur habitat (tableau basé sur la Fig. 3 de Turley *et coll.* 2010, avec des renseignements supplémentaires de Riebesell *et coll.* 1993, Fabry *et coll.* 2008, Iglesias-Rodrigues *et coll.* 2008, Fu *et coll.* 2010, Sun *et coll.*. 2011). Le pH des océans à l'ère préindustrielle était d'environ 8,3.

pH	Organismes	Répercussions
8,03	Coraux d'eau froide	Calcification réduite
<8,0	Diatomées	Taux de croissance en hausse
7,98	Ophiures	Développement des larves, croissance et survie en baisse
7,94	Diatomées et dinoflagellés toxiques	Toxicité en hausse (acide domoïque et karlotoxine)
7,93	Gastéropodes benthiques et moules	Croissance réduite
7,90	Foraminifères et coccolithophores	Calcification en hausse ou en baisse (réponse selon les espèces)
7,90	Oursins adultes	Croissance et taux de survie à la baisse
7,88	Huîtres	Croissance réduite
7,83	Ptéropodes	Dissolution – coquille
7,78	Larves d'oursins	Développement et survie en baisse
7,73	Ophiures	Fonte musculaire
7,68	Poissons des récifs coralliens	Olfaction réduite

5.2.3.1 Calcification

La sous-saturation en aragonite telle que démontrée par Mucci *et coll.* (2011) suggère que les répercussions de l'acidification sur le biote peuvent déjà se faire ressentir dans le réseau du Saint-Laurent, particulièrement dans les eaux profondes. Un certain nombre de taxons indigènes produisent des structures en aragonite et des études démontrent une calcification réduite chez ces espèces et d'autres espèces apparentées lorsqu'elles sont exposées à l'acidification.

De tels effets négatifs ont été observés sur une variété d'espèces de bivalves, y compris *Crassostrea virginica* (Beniash *et coll.* 2010) et *Mytilus edulis* (Gazeau *et coll.* 2007). L'acidification peut toucher les stades larvaires de certaines espèces plus sérieusement que les adultes étant donné que les larves contiennent surtout de l'aragonite (Gazeau *et coll.* 2010). Tandis que l'acidification anthropique n'est pas encore assez accentuée pour avoir des effets importants à l'échelle mondiale, il y a des environnements où l'acidification est telle qu'elle limite la reproduction et la survie de bivalves. Feely *et coll.* (2010) ont suggéré que les faibles pH, et par conséquent la sous-saturation en aragonite, pourraient contribuer aux mortalités

massives dans les élevages de larves d'huîtres creuses du Pacifique (*Crassostrea gigas*) dans le détroit de Puget. Ce phénomène se produit lorsque les eaux profondes et acides, riches en CO_2, remontent à la surface des fjords où les écloseries d'huîtres sont situées. L'acidification transitoire observée dans les eaux relativement peu profondes du sud du golfe du Saint-Laurent pourrait entraîner une situation semblable, quoiqu'il n'y ait pas encore de rapports sur les répercussions de l'acidification dans cette région.

Certains crustacés produisent aussi des exosquelettes calcifiés et sont donc susceptibles de faire face aux conséquences de la dissolution causée par l'acidification des océans. Un récent examen complet (Whiteley 2011) compilait les preuves de la baisse des taux de calcification pour plusieurs espèces, dont le crabe bleu *Callinectes sapidus*, particulièrement durant la période suivant la mue, lorsqu'ils sont exposés à des concentrations de CO_2 de 2 à 10 fois plus élevées que celles des niveaux de l'ère préindustrielle. La période requise pour la calcification doublait et la carapace était plus friable qu'à la normale, ce qui peut rendre les animaux plus vulnérables aux prédateurs. Des réponses semblables ont été observées chez les crustacés de la zone intertidale, dont les cirripèdes. Whiteley (2011) a également noté que les effets environnementaux cumulatifs (par ex., l'acidification combinée à l'hypoxie ou à une température élevée) peuvent être plus importants que l'acidification seule.

Les coccolithophoridés, un ordre de phytoplancton retrouvé dans le nord-est du golfe du Saint-Laurent (Brown et Yoder 1994), produisent des squelettes de calcite appelés coccolithes. Quoique la calcite soit moins soluble que l'aragonite, les coccolithes ne se développent pas normalement à un faible pH et peuvent même se dissoudre. Il a été démontré que le taux de calcification d'un assemblage de coccolithophoridés naturel diminue jusqu'à 83 % dans des conditions de CO_2 élevé (Riebesell *et coll.* 2000), quoique la réponse varie selon les espèces (Iglesias-Rodriguez *et coll.* 2008) et parmi les espèces (Fabry *et coll.* 2008). Une hypothèse propose que les pressions de l'évolution pourraient entraîner l'augmentation des taux de calcification des populations de coccolithophores pour compenser l'acidification (Irie *et coll.* 2010), mais on ne sait pas si une telle adaptation se ferait assez rapidement pour atténuer les changements anticipés et quelle serait la demande énergique additionnelle. Tyrrell *et coll.* (2008) suggèrent que les faibles taux de saturation de la calcite peuvent expliquer l'absence de coccolithophoridés dans la mer Baltique comparativement aux autres mers de latitude semblable. Actuellement, la calcite est toujours légèrement sursaturée dans le Saint-Laurent (Mucci *et coll.* 2011).

5.2.3.2 Effets physiologiques, y compris sur les espèces non calcifiantes

Il est possible que les coccolithophoridés ne soient pas le seul groupe de phytoplancton à subir les effets de l'acidification. Les taxons non calcifiants, tel que les diatomées et les dinoflagellés, peuvent également être touchés, en partie à cause de l'augmentation de la concentration de CO_2. Riebesell *et coll.* (1993) ont constaté que le taux de croissance de grandes diatomées peut être limité par le taux de CO_2 et ont proposé que l'augmentation des concentrations atmosphériques de CO_2 puisse en fait stimuler la production de diatomées. Par contre, des études subséquentes ont démontré que les diatomées de plus petite taille peuvent compenser une faible concentration de CO_2 en utilisant des mécanismes biochimiques pour concentrer le carbone inorganique (Burkhardt *et coll.* 2001, Rost *et coll.* 2003). Ainsi, leur taux de croissance ne varie pas en

fonction des concentrations de CO_2 (Tortell *et coll.* 2006, Rost *et coll.* 2008). De plus, les études sur le terrain indiquent que la concentration en CO_2 a une incidence sur la composition de la communauté phytoplanctonique (Tortell *et coll.* 2008) car il en stimule la productivité globale et favorise la croissance des diatomées en chaînes plus grandes, au détriment d'autres espèces.

Parmi les facteurs susceptibles de se révéler importants pour l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent, on compte l'effet du pH sur la croissance et la toxicité d'espèces phytoplanctoniques toxiques. La plupart des années, la région est touchée par des poussées de diverses espèces toxiques, notamment des dinoflagellés *Alexandrium tamarense* et *Dinophysis* spp. et des diatomées *Pseudo-nitzschia* spp. De plus, des proliférations massives se produisent environ une fois par décennie. À l'heure actuelle, on possède très peu d'information concernant les effets du pH sur les espèces toxiques. Fu *et coll.* (2010) et Sun *et coll.* (2011) ont analysé les effets combinés des concentrations de CO_2 et de phosphate sur le dinoflagellé *Karlodinium veneficum* et la diatomée *Pseudo-nitzschia multiseries* (noter que la deuxième espèce est présente dans le sud du golfe du Saint-Laurent). Dans les deux cas, l'augmentation des concentrations de CO_2 a stimulé la croissance et la production de toxines, surtout lorsque les concentrations de phosphate étaient limitantes. Le mécanisme qui sous-tend cette réaction n'est toutefois pas clair. Bien que la stimulation ne soit pas nécessairement un effet direct du pH, des conditions acides pourraient accroître la toxicité de ces espèces. En plus des effets directs ou indirects du pH ou du CO_2 sur la toxicité, la croissance du phytoplancton toxique pourrait être favorisée par un impact négatif du pH sur d'autres espèces. Selon Hallegraeff (2010), comme les espèces d'algues les plus nuisibles, dont les dinoflagellés (qui comprennent la plupart des espèces connues de phytoplancton toxique), ne disposent pas de mécanismes cellulaires nécessaires à la concentration du CO_2, leur croissance actuelle pourrait être limitée par les concentrations de CO_2. Éventuellement, dans les eaux à fortes concentrations de CO_2 et à faible pH, la croissance de ces espèces toxiques pourrait être stimulée davantage que celle des espèces habituellement plus abondantes, telles que les diatomées, qui sont mieux en mesure d'ajuster leur absorption de CO_2.

Bien qu'une littérature volumineuse traite des répercussions des pluies acides sur les poissons d'eau douce, on a peu porté attention aux effets de l'acidification sur les poissons marins. En général, on croit que les poissons marins sont assez tolérants à l'augmentation du CO_2 et à la diminution du pH car ils sont dotés de mécanismes physiologiques relativement bien développés pour la régulation interne acide-base. Néanmoins, le coût métabolique lié à cette régulation interne demeure en grande partie inconnu. Le pH extracellulaire peut influer sur l'efficacité de la respiration et du transport de l'oxygène en raison de la diminution de l'affinité pour l'oxygène de l'hémoglobine à des pH plus bas (Seibel et Walsh 2003). En outre, de récentes études ont démontré les effets marqués des concentrations élevées de CO_2 sur les caractéristiques sensorielles et le comportement de certaines espèces de poisson. Par exemple, les larves de poissons des récifs coralliens exposées aux concentrations de CO_2 que l'on prévoit observer en 2100 éprouvent de la difficulté à reconnaître les signaux chimiques olfactifs qui les aident à repérer un habitat convenable à l'âge adulte et à éviter les prédateurs à la fin de leur phase pélagique (Munday *et coll.* 2009). Les poissons juvéniles ont également adopté un comportement plus à risque dans un habitat corallien naturel, ce qui a entraîné un taux de mortalité considérablement plus élevé. Il semble que ces changements soient causés par la perturbation du mécanisme olfactif, ce qui pousse les poissons à ignorer les signaux favorables et, dans certains cas, à être attirés par des signaux négatifs.

Les invertébrés non calcifiants peuvent aussi souffrir de stress physiologique en raison de l'acidification, ce qui cause des problèmes comme la réduction du succès de la reproduction. Dans une revue des répercussions de l'acidification sur un éventail d'espèces d'invertébrés, Kurihara (2008) a noté des effets tels que la diminution de la production d'œufs et du succès d'éclosion chez plusieurs crustacés planctoniques, notamment les copépodes *Acartia* spp., *Calanus finmarchicus*, *Palaemon pacificus* et *Euphausia superba* à des pH entre 7,0 et 7,9.

5.2.3.3 Biogéochimie

L'acidification a aussi des répercussions sur les processus microbiens et géochimiques et influe de façon importante sur le cycle des éléments nutritifs et des éléments traces des eaux marines et des sédiments. Les processus écosystémiques fondamentaux, y compris les cycles du carbone et de l'azote, impliquent des organismes vulnérables aux effets de l'acidification. On ne sait pas exactement comment les cycles biogéochimiques changeront en raison de l'acidification, mais les effets potentiels ont été démontrés expérimentalement dans divers environnements.

Comme l'acidification des océans influe clairement sur le phytoplancton (voir ci-dessus), le cycle du carbone est probablement le processus biogéochimique le plus susceptible d'être touché. Les effets de l'acidification sur le cycle du carbone peuvent se manifester de plusieurs façons, dont la stimulation directe de la fixation du carbone (photosynthèse) due aux concentrations plus élevées de CO_2 (Riebesell *et coll.* 1993), la diminution du transport du carbone vers les eaux profondes en raison de l'inhibition des coccolithophoridés (Armstrong *et coll.* 2002), ou la réduction de l'expulsion du CO_2 des eaux superficielles à cause des taux de calcification plus faibles (Barker *et coll.* 2003). À l'heure actuelle, on ne connaît pas toutes les répercussions de l'acidification sur le cycle du carbone, mais elles incluront vraisemblablement des effets contradictoires et imprévus (Rost *et coll.* 2008, Riebesell *et coll.* 2009).

Le cycle de l'azote est un autre processus vulnérable aux effets de l'acidification. De récentes sources de données démontrent que la nitrification réalisée par les assemblages bactériens naturels dans la mer peut être réduite de 38 % aux niveaux de pH que l'on anticipe au cours du prochain siècle dans les océans du globe (Beman *et coll.* 2011), mais qui sont déjà présents dans l'estuaire du Saint-Laurent. Au fil du temps, cette baisse ralentira le cycle de l'azote et réduira le taux de nitrate (un élément nutritif essentiel à la production primaire nouvelle) des eaux de surface, ce qui pourrait limiter la productivité des écosystèmes marins. De plus, la nitrification marine est une source importante d'oxyde diazoté (N_2O), un gaz à effet de serre naturel jouant un rôle majeur dans la régulation du climat mondial (Nevison *et coll.* 2003). La production de ce gaz pourrait être limitée par l'acidification, mais stimulée par d'autres changements climatiques, tels que l'augmentation de la température et l'hypoxie, provoquant ainsi des interactions et des effets de rétroaction complexes. Toutes les répercussions de ces possibilités font actuellement l'objet de recherches et de travaux de modélisation (par ex., Schmittner *et coll.* 2008).

5.2.3.4 Interaction entre l'acidification et d'autres variables

Bien que l'acidification actuelle demeure relativement faible en surface, elle pourrait agir en synergie avec d'autres facteurs. Par exemple des remontées d'eau profonde à la tête du chenal Laurentien pourraient augmenter l'intensité et l'étendue des eaux acides en surface. L'augmentation de la température en raison du changement climatique constitue un autre facteur de stress susceptible d'interagir avec l'acidification et par exemple, de perturber la reproduction des huîtres en nuisant à la fécondation et en favorisant le développement anormal des larves (Parker *et coll.* 2009). L'interaction entre l'acidification et la diminution de la quantité d'oxygène (hypoxie) est un autre exemple de synergie possible. Comme le pH extracellulaire peut nuire à l'efficacité de la respiration des organismes, les faibles taux d'oxygène et les fortes concentrations de CO_2 observées dans les eaux près du fond de l'estuaire maritime du Saint-Laurent pourraient agir de concert pour rendre encore plus difficile la respiration d'un bon nombre d'organismes aérobies, y compris certains poissons (par ex., la morue). Depuis les années 1970, l'abondance de plusieurs groupes d'espèces benthiques (échinodermes, crustacés) a connu un important déclin dans les eaux profondes de l'estuaire maritime (Bourque 2009). Il reste toutefois à déterminer si ces changements majeurs dans la dynamique écosystémique, notamment l'abondance, la structure de la communauté et l'activité des organismes benthiques, sont causés par l'hypoxie, l'acidification ou d'autres facteurs de stress tels que l'eutrophisation et les contaminants, ou s'il s'agit d'une manifestation normale de la dynamique des réseaux trophiques. Des efforts intégrés et pluridisciplinaires seront indispensables afin de quantifier les effets synergiques du réchauffement, de l'hypoxie et de l'acidification sur la faune marine ainsi que sur la structure et la fonction de l'écosystème de l'estuaire maritime du Saint-Laurent.

5.2.4 Principales directives relatives à l'élaboration des mesures de gestion

À l'appui des efforts internationaux visant à réduire les émissions de CO_2, un éventail de mesures locales et régionales devrait être pris pour maintenir la santé du Saint-Laurent et réduire les répercussions de son acidification. La gravité de l'impact de l'acidification des océans dépend et dépendra en partie de l'interaction entre l'acidification et les autres stress environnementaux tels que la surpêche et les sources de pollution terrestres (contaminants, déchets organiques et nutriments). De récents travaux ont déjà cerné, dans le réseau hydrographique du Saint-Laurent, des régions sensibles à l'acidification. Prêter une attention particulière aux activités humaines menées dans ces régions constitue l'une des options possibles de gestion directe. Plus particulièrement, pour atténuer les risques, des efforts régionaux visant à réduire l'eutrophisation des rivières et des eaux côtières qui accentue la sensibilité des eaux de l'estuaire du Saint-Laurent à l'acidification pourraient être mis en œuvre. Une surveillance continue des variables écosystémiques (conditions chimiques et physiques, productivité primaire, interactions dans le réseau trophique, sensibilité au pH d'espèces particulières) et des espèces commerciales potentiellement vulnérables devrait être maintenue, voire accrue, afin d'acquérir une meilleure compréhension des répercussions de l'acidification avant que d'importantes modifications environnementales ne se produisent.

5.3 Changements dans la couverture saisonnière de glace de mer et leurs effets sur les mammifères marins *(M.O. Hammill et P. S. Galbraith, Institut Maurice-Lamontagne)*

5.3.1 Forces motrices et pressions

L'estuaire et le golfe du Saint-Laurent constituent le point le plus au sud de la couverture saisonnière de glace de mer dans l'Atlantique Nord. Les glaces marines se forment habituellement dans les baies aux eaux peu profondes ainsi que dans le nord du Golfe, puis dérivent vers les Îles de la Madeleine et le détroit de Cabot. De plus, la glace de mer plus épaisse du plateau du Labrador entre dans le Golfe par le détroit de Belle Isle. La glace commence à se former à la fin de l'automne (du début à la fin de décembre, selon l'année) et la couverture atteint sa superficie et son volume maximaux au début du mois de mars, parfois plus tôt dans le cas d'un hiver doux.

Durant l'hiver, la température de l'air dans la région du golfe du Saint-Laurent est un facteur important pour alimenter la formation de la glace (fig. 5.3-1, ligne bleue) et explique 57 % de la variabilité interannuelle de la superficie maximale de la couverture saisonnière de glace épaisse (> 15 cm). Pour que la glace de mer se forme, la couche de mélange doit atteindre le point de congélation (environ -1,7 °C). Ainsi, un juste équilibre doit se retrouver dans les conditions de forçage atmosphérique. Pour extraire la chaleur de la surface de l'océan, il faut de l'air froid et des vents forts. Ces derniers peuvent toutefois rendre la couche de mélange plus profonde, ce qui augmente le contenu thermique devant être dégagé de l'interface air-eau pour que cette couche plus épaisse atteigne le point de congélation. C'est ce qui semble s'être produit à l'hiver 2010 et qui expliquerait pourquoi les températures de la couche de mélange du Golfe se sont maintenues à environ 1 °C au-dessus du point de congélation. Par conséquent, la couche de mélange n'a jamais atteint le point de congélation dans la plupart des régions, empêchant par le fait même la formation de la glace (Galbraith *et coll.* 2011). Les anomalies des températures de l'air hivernales de Charlottetown, à l'Île-du-Prince-Édouard, peuvent servir d'indicateur de la couverture de glace avec un certain succès. À Charlottetown, un taux de réchauffement de 1,2 °C par 100 ans des températures de l'air hivernales a été observé entre 1873 et 2009 (Galbraith *et coll.* 2010b); les hivers sont donc devenus plus doux au cours de cette période. Par contre, à partir du début du mois de mars, cet indicateur perd une partie de sa capacité prédictive pour la glace épaisse disponible. Ainsi, la moyenne des températures de l'air hivernales contribue à prédire les meilleures conditions que la couverture de glace pourra atteindre si le dégel ou les tempêtes ne causent pas de débâcle précoce.

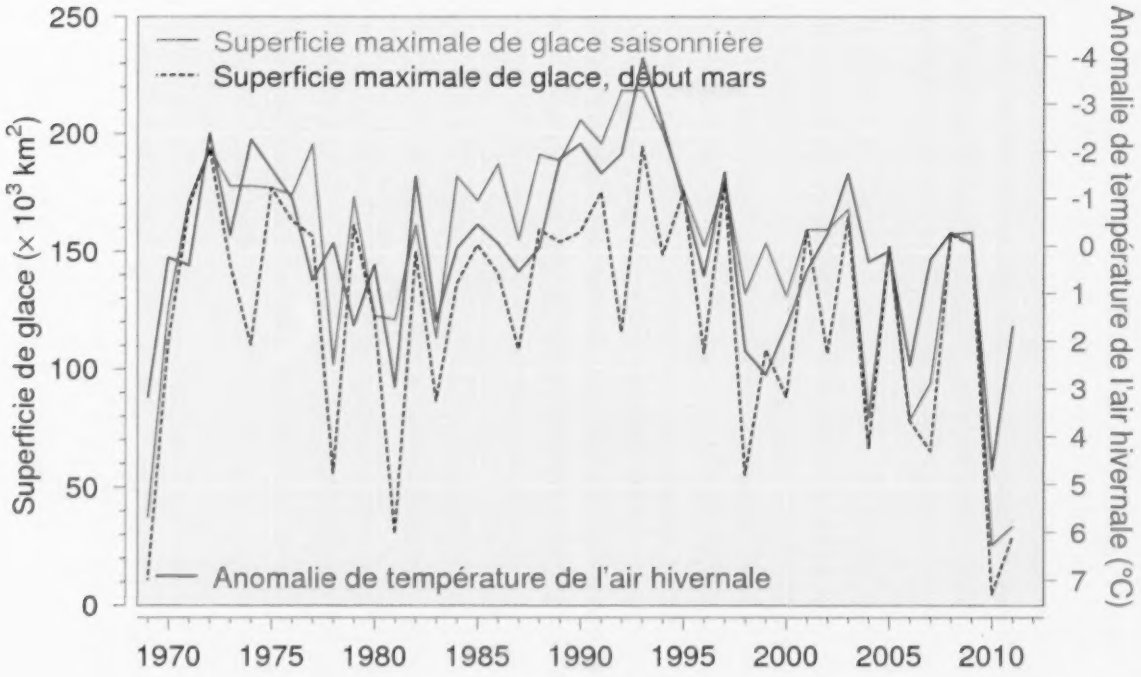

Figure 5.3-1. Superficie maximale annuelle de la couverture de glace de mer (ligne rouge), superficie de la couverture au début du mois de mars (ligne pointillée) et anomalie des températures de l'air hivernales dans le Golfe (ligne bleue). La glace mince (< 15 cm) et les petits floes (< 100 m) sont exclus des superficies calculées. L'anomalie des températures de l'air hivernales correspond à la moyenne des mois de janvier, de février et de mars, établie pour neuf stations situées dans le Golfe (adaptation de Galbraith *et coll.* 2011). Noter que l'échelle est inversée pour l'anomalie des températures de l'air.

Au début de sa période de croissance, la couverture de glace est fragile. Un certain nombre d'événements qui sortent de la normale, tels qu'un dégel ou des tempêtes, peuvent l'empêcher d'atteindre sa pleine épaisseur et sa superficie normale pour la saison. Au fur et à mesure que la glace s'étend et s'épaissit, elle devient plus résistante aux débâcles. De plus, elle réduit la surface de l'eau libre, où le vent peut générer les vagues qui détériorent la glace. Cette fragilité, combinée aux variations des températures de l'air hivernales, mène à une grande variabilité interannuelle du volume et de la qualité de la couverture des glaces (épaisseur, taille des floes, résilience à la météo adverse). En plus de la tendance à plus long terme, des variations à court terme ont également été observées.

5.3.2 Aperçu de la variabilité de la couverture de glace, des répercussions et des changements prévus

La couverture de glace peut être très variable dans le Golfe. Certaines années, elle peut atteindre une épaisseur de plus de deux mètres, en raison du chevauchement des floes les uns sur les autres. À d'autres moments, en particulier au cours des dernières années, la couverture peut être minimale. Par exemple, la figure 5.3-2 montre la répartition de la couverture de glace de mer le jour où le volume saisonnier maximal a été atteint en 2003 et en 2010, soit les deux années extrêmes de 1969 à 2011 dans les données du Service canadien des glaces. En 2003, l'étendue maximale des glaces a été consignée en mars, durant la période normale. La couverture était alors presque complète, et son épaisseur était en grande partie supérieure à 30 cm, dont une part considérable atteignait plus de 50 cm. En comparaison, la couverture des glaces a atteint son maximum plus d'un mois plus tôt en 2010; sa superficie était alors inférieure à la norme, et la glace était très mince. Ces conditions variables ont d'importantes répercussions sur l'activité humaine dans la région, par exemple, sur le transport de marchandises de l'Atlantique à l'intérieur du continent, pour lequel le passage sécuritaire des navires nécessite l'assistance de brise-glaces.

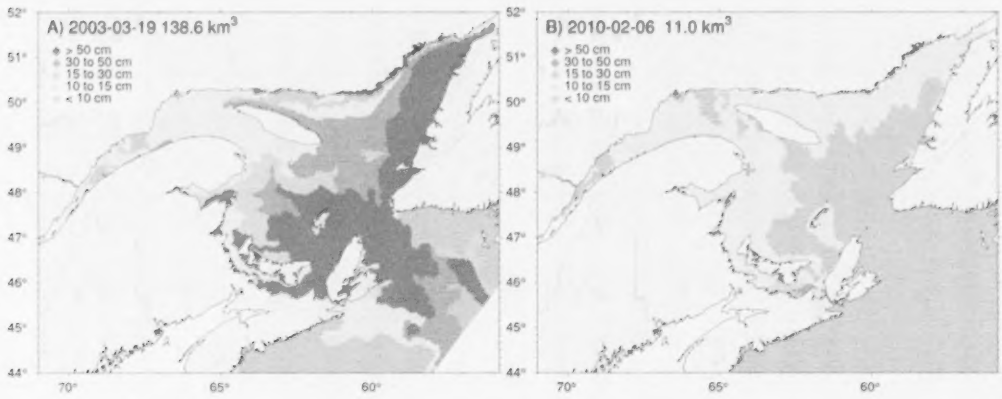

Figure 5.3-2. Répartition saisonnière maximale des glaces de mer en 2003 (A) et en 2010 (B). Il s'agit des volumes extrêmes retrouvés dans les cartes des glaces de 1969 à 2011 du Service canadien des glaces.

La couverture de glace pourrait également avoir une incidence sur l'activité biologique, surtout sur le comportement et la survie des mammifères marins. Ces derniers plongent activement dans l'eau en quête de nourriture, mais doivent revenir à la surface pour respirer. La couverture de glace agit comme obstacle physique, lequel influe sur la variabilité saisonnière des sources de nourriture, limite l'accès à la surface et, par conséquent, peut réduire l'aire d'alimentation. La couverture peut toutefois offrir une plateforme utilisée pour le repos et la reproduction. Sur une base saisonnière ou annuelle, on peut repérer jusqu'à 16 espèces de baleines (cétacés) et 7 espèces de phoques (pinnipèdes) dans le Golfe (Lesage *et coll.* 2007). Quelque 11 espèces de baleines y résident de façon saisonnière, mais sont presque absentes du Golfe et de l'Estuaire

durant les mois où l'eau est couverte de glace en hiver. Parmi les cétacés, seuls les bélugas (*Delphinapterus leucas*) y séjournent toute l'année.

Les stratégies du cycle biologique du phoque sont caractérisées par la quête de nourriture dans le réseau trophique marin, et l'accès à une plateforme solide pour la reproduction, la mue et le repos. Des sept espèces de pinnipèdes repérées dans l'estuaire ou le golfe du Saint-Laurent, les phoques annelés (*Phoca hispida*) et barbus (*Erignathus barbatus*) sont principalement des espèces arctiques. On observe des colonies de phoques communs (*Phoca vitulina concolor*) résidant tout au long de l'année dans plusieurs régions de l'Estuaire et du Golfe (Boulva et McLaren 1980). Les phoques du Groenland (*Pagophilus groenlandicus*), les phoques à capuchon (*Cystophora cristata*) et, dans une moindre mesure, les phoques gris (*Halichoerus grypus*) sont des visiteurs saisonniers du Golfe et de l'Estuaire. Les phoques du Groenland et les phoques à capuchon quittent leur aire d'estivage arctique pour arriver dans le Golfe en décembre. Ils se reproduisent habituellement sur les glaces entourant les Îles-de-la-Madeleine, en février et en mars (phoques du Groenland) ou en mars (phoques à capuchon). La plupart d'entre eux quittent toutefois le Golfe en avril ou en mai (Sergeant 1991). Le phoque du Groenland est le pinnipède le plus abondant de l'Atlantique Nord; la taille de sa population est estimée à 8 millions d'individus; ils sont 4,5 fois plus nombreux que dans les années 1970, où ils étaient moins de 2 millions d'individus (Hammill *et coll.* 2011). Il y a une population d'environ 600 000 phoques à capuchon, un nombre stable depuis le début des années 1980. Par contre, cela illustre peut-être, du moins en partie, le fait qu'il y a eu peu d'activités de monitorage de cette population. Les phoques gris sont habituellement retrouvés dans l'Estuaire et le Golfe durant l'été, puis ils quittent la région ou se déplacent vers le sud du Golfe à l'automne. Ils se reproduisent de décembre à février, sur les glaces entre l'Île-du-Prince-Édouard et la Nouvelle-Écosse ou sur de petites îles isolées du sud du Golfe (Mansfield et Beck 1977, Lavigueur et Hammill 1993, Hammill et Stenson 2011). Après la période de reproduction, les animaux quittent normalement le Golfe et se déplacent vers le plateau néo-écossais au printemps. La population de phoques gris a beaucoup augmenté et est passée, dans l'est du Canada, de moins de 30 000 individus dans les années 1970 à plus de 350 000 en 2010 (Thomas *et coll.* 2011).

Les deux décennies du milieu des années 1980 à la fin des années 1990 ont été caractérisées par des hivers plus rigoureux que la normale et des conditions des glaces supérieures à la moyenne, ce qui a favorisé le développement des blanchons et un faible taux de mortalité (fig. 5.3-1). Par contre, depuis 1998, la fréquence des conditions de glaces inférieures à la moyenne, similaires à celles qui étaient observées durant les années 1960 et 1970, a augmenté (Bajzak *et coll.* 2011).

On ne peut clairement prédire dans quelle mesure la couverture de glace de mer diminuera en raison du changement climatique. Dans une récente étude, Senneville et Saucier (2007) ont estimé, au moyen d'une modélisation numérique, qu'une augmentation de 2 °C de la température de l'air pourrait se traduire par une diminution de 28 % de la couverture de glace et de 55 % du volume des glaces. Bien qu'une telle augmentation de la température hivernale peut sembler lointaine, elle correspond à l'ampleur de la variabilité interannuelle actuelle (Galbraith *et coll.* 2011). Bien que l'importante anomalie de 4,7 °C, enregistrée à l'hiver 2010, ait coïncidé avec une absence quasi complète de glaces sur le Golfe (fig. 5.3-2; Galbraith *et coll.* 2011), celle de l'hiver 2011 n'était que de 1,7 °C, mais la très faible couverture de glace ressemblait à celle de l'hiver précédent, soit bien inférieure à ce que prédiraient ces modèles. Pour parfaitement comprendre les raisons de cette faible couverture, on doit étudier la dynamique de la couche

mélangée de l'automne et du début de l'hiver. En revanche, quoiqu'on puisse s'attendre à connaître de nombreux hivers sans glace en raison du changement climatique, la variabilité interannuelle assurera sûrement une certaine couverture de glace durant certains des hivers des prochaines décennies.

Les phoques utilisent la glace, mais l'étendue maximale des glaces peut être trompeuse pour deux raisons si on l'utilise comme indice de la qualité de l'habitat. Tant le type de glace que la période de formation de la glace sont importants. Habituellement, les animaux ont besoin de glaces assez épaisses (> 30 cm), composées de floes de taille moyenne, qui résistent aux débâcles causées par les vagues et les tempêtes (Bajzak *et coll.* 2011). Après leur naissance, les petits du phoque du Groenland demeurent sur la glace de la fin février jusqu'à la fin mars, ce qui devrait coïncider avec un habitat de glace approprié pour la mise bas. En 2010, il y avait très peu de glace assez épaisse dans le Golfe, comme l'illustrent les zones rouges de la figure 5.3-2B. Quant à la période appropriée de formation de la glace, la couverture a atteint son maximum au début de février en 2010, soit environ un mois plus tôt que la période habituelle de couverture maximale. À la première semaine du mois de mars 2010 (fig. 5.3-1, ligne pointillée), la superficie de la glace de mer épaisse était beaucoup plus petite que la superficie maximale de l'année. Depuis l'établissement des premières cartes des glaces en 1969, la superficie maximale de la couverture saisonnière de glace épaisse a été très faible en 1969, en 2010 et en 2011 (fig. 5.3-1) (Stenson et Hammill 2011). Certaines années, même si la couverture de glace maximale était convenable, elle était réduite et inappropriée comme habitat pour l'élevage des blanchons au début du mois de mars. C'est ce qui s'est produit en 1978, en 1998 et, surtout, en 1981.

5.3.3 État et tendances des mammifères marins se trouvant dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent et impact des effets environnementaux

À l'exception du béluga du Saint-Laurent, il y a peu de renseignements disponibles sur l'abondance et les tendances des baleines dans le Saint-Laurent. Le béluga est une espèce qui s'est adaptée aux glaces de l'océan Arctique. Sa couleur blanche, l'absence d'une nageoire dorsale et sa peau épaisse sont considérées comme des adaptations à un environnement couvert de glace. La nageoire dorsale et la peau plus mince des autres espèces sont considérées comme étant plus sensibles aux dommages causés par les glaces. Tel qu'il a été décrit précédemment, la glace agit comme obstacle physique pour bon nombre de mammifères marins, car ils doivent remonter à la surface pour respirer. Dans l'Arctique, pour accéder à la surface, les baleines boréales (*Balaena mysticetus*) peuvent pousser et faire craquer la glace atteignant 60 cm d'épaisseur. D'autres cétacés (par ex., le rorqual bleu [*Balaenoptera musculus*] et le rorqual commun [*Balaenoptera physalus*]) sont sans doute assez gros pour briser des glaces assez épaisses, mais leur nageoire dorsale et leur peau mince sont facilement endommagées par la glace, ce qui pourrait les empêcher d'adopter ce comportement. De nombreux résidents saisonniers (par ex., le rorqual commun, le rorqual bleu et le petit rorqual [*Balaenoptera acutorostrata*]) demeurent et se nourrissent dans le Golfe jusqu'en décembre, parfois plus longtemps dans les régions libres de glace du chenal Esquiman. Par contre, des changements soudains de température ou de direction du vent peuvent pousser la glace sur la côte ouest de Terre-Neuve et piéger les rorquals bleus (Lien *et coll.* 1989). Le réchauffement des températures hivernales et la diminution de la couverture de glace seront moins susceptibles de créer des conditions de piégeage de baleines, qui sont souvent mortelles. En fait, l'accroissement des zones

d'eaux libres, résultant de la diminution de la couverture de glace, créera de nouveaux habitats pour les baleines et augmentera les possibilités de concurrence pour les sources alimentaires. Durant l'hiver doux de 2011, au cours duquel il y a eu peu de glace, une grosse baleine à fanons a été observée en mars, près de la côte nord de l'Île-du-Prince-Édouard (M.O. Hammil, observation personnelle). D'autres cétacés pourraient commencer à passer l'hiver dans le sud du Golfe, mais ce changement pourrait dépendre de la réponse des sources alimentaires aux variations de température. La réduction de la couverture de glace pourrait également hausser l'exposition à la prédation éventuelle des épaulards.

Tous les phoques du Golfe utilisent la glace comme échouerie. Pour les phoques du Groenland et les phoques à capuchon, la glace constitue une plateforme obligée. Toutefois, certains phoques gris se reproduisent sur la glace, alors que d'autres se reproduisent sur terre. La section détaillée ci-dessous porte uniquement sur les phoques du Groenland et les phoques gris, sur lesquels nous disposons de meilleurs renseignements. Ces deux espèces pourraient réagir à la fragilisation des conditions de la glace de l'une ou d'une combinaison des 5 manières suivantes : 1) les femelles qui se reproduisent pourraient utiliser la glace disponible, même si elles l'aiment moins ou la juge inappropriée; 2) les phoques pourraient abandonner leur habitat de glace habituel et mettre bas sur les plages; 3) les phoques pourraient se déplacer vers le nord des zones traditionnelles de mise bas (par ex., se déplacer vers le nord du Golfe) ou aller encore plus au nord; 4) les phoques du Groenland pourraient donner naissance à l'extérieur des régions traditionnelles; ou 5) le moment de la mise bas pourrait changer, alors que les femelles recherchent une couverture de glace convenable.

La population du phoque du Groenland a augmenté depuis les années 1970, ce qui est probablement causé par la diminution de la chasse et au bon état de la glace du début des années 1970 jusqu'au milieu des années 1990. Par contre, depuis le milieu des années 1990, la fréquence des hivers présentant de mauvaises conditions de glace a augmenté (fig. 5.3-1). Il est donc possible que la population ait légèrement diminué en raison d'un plus haut taux de mortalité des jeunes de l'année et d'une diminution de la productivité du troupeau (Bajzak *et coll.* 2011, Hammill *et coll.* 2011). Les observations sur le terrain suggèrent que les animaux mettent habituellement bas sur des floes de glace suffisamment gros et épais pour durer un certain temps et résister à la destruction des tempêtes, mais pas assez importants pour empêcher les adultes d'entrer dans l'eau durant la période de lactation. Il semble que les phoques du Groenland préfèrent les endroits où la glace est retenue ou bien les zones où sa dérive vers la haute mer est ralentie (Bajzak *et coll.* 2011). Les jeunes de l'année ont besoin de glace stable durant l'allaitement, alors qu'ils accumulent des réserves de graisse, et d'une plateforme où se reposer pendant plusieurs semaines, durant leur transition physiologique d'animal « terrestre » à mammifère marin (Burns *et coll.* 2010). Ainsi, la stabilité du couvert de glace avant les débâcles est également importante (Bajzak *et coll.* 2011). Durant cette période, si les conditions ne sont pas appropriées, le taux de mortalité des jeunes de l'année est assez élevé. Les échoueries des phoques du Groenland sont rarement sur terre. En 1969, en 1980, en 2010 et en 2011, de très mauvaises conditions de glace ont été observées au début du mois de mars (par ex., fig. 5.3-1). Celles de 1969 et de 2010 étaient similaires : il y avait très peu de glace, et la glace qui s'était formée ne convenait pas à la mise bas. Au cours de ces deux années, il semble que la plupart des animaux, mais pas tous, aient quitté le Golfe. Ils se sont déplacés vers la limite nord de leur aire de reproduction habituelle et ont mis bas au large du Labrador. Par conséquent, bien que le taux de mortalité des blanchons ait été supérieur à la normale, il n'a peut-être pas été aussi extrême

que ce qu'on avait envisagé au départ, car moins d'animaux sont nés dans le Golfe (Sergeant 1991, Stenson et Hammill 2011). Toutefois, en 1981 et en 2011, il semblait y avoir de bonnes conditions de glace au début de la saison, au moment où les femelles cherchaient des sites de mise bas et se hissaient sur la glace pour accoucher. Malheureusement, les conditions d'englacement ne se sont pas maintenues. Il ne s'est donc pas formé de glace épaisse et stable (fig. 5.3-1). Conséquemment, les glaces ont été considérablement détruites. En 1981 et en 2011, les femelles ont donc mis bas dans les régions traditionnelles, quoique peut-être quelques jours plus tard qu'à l'habitude. Il semble que le taux de mortalité ait été extrêmement élevé en 1981, et nous croyons qu'il en sera de même pour celui des blanchons de 2011 (Sergeant 1991, Stenson et Hammill 2011). Ainsi, pour ce qui est du phoque du Groenland, la diminution de la couverture de glace est susceptible de pousser la population reproductrice vers le nord du Golfe, ou même à l'extérieur du Golfe, vers la côte du Labrador ou encore plus au nord. On a récemment observé des phoques du Groenland mettre bas le long de la côte ouest du Groenland (Rosing-Asvid 2008), mais on ne sait pas vraiment s'il s'agissait de phoques d'un autre troupeau, celui des phoques du Groenland dans l'Atlantique Nord-Ouest qui se reproduisent le long de la côte est du Groenland. Les phoques du Groenland pourraient continuer de se nourrir dans le Golfe au début de l'hiver, mais il est possible que cette région ne puisse plus soutenir une importante population reproductrice. Tel qu'il a été mentionné précédemment, la couverture de glace pourrait être assez variable. On peut s'attendre à avoir de bonnes conditions de glace certains hivers, et peu ou pas de glace d'autres années. Si les phoques du Groenland passent moins de temps dans le Golfe, il y aura moins de pression de prédation sur le zooplancton et les populations de poissons (voir la section 5.6). De plus, la compétition éventuelle sera limitée entre les phoques du Groenland et les cétacés qui pourraient hiverner davantage dans le Golfe.

La population de phoques gris a également beaucoup augmenté depuis les années 1970, surtout celle des phoques gris qui se reproduisent sur les terres de l'île de Sable, comparativement à celle des phoques gris se reproduisant dans le Golfe, qui a été plus stable (Thomas *et coll.* 2011). Le plus faible taux d'accroissement de la population du Golfe découle sûrement de plusieurs facteurs, notamment du taux de mortalité plus élevé des animaux nés sur la glace et du plus grand nombre de captures en raison des programmes gouvernementaux de primes et d'échantillonnage (Hammill et Stenson 2011). Les phoques gris se reproduisant sur la glace utilisent la glace dérivante du détroit de Northumberland, entre l'Île-du-Prince-Édouard et la Nouvelle-Écosse, où la dérive est lente, surtout dans le sud-est du détroit. Par contre, la glace utilisée par les phoques gris est plus mince et moins stable en janvier et en février, comparativement celle que préfèrent les phoques du Groenland. Les phoques gris mettent bas sur la terre et les glaces du sud du Golfe, mais ils sont moins bien adaptés à la reproduction sur glace que les phoques du Groenland; l'attachement entre la mère et le blanchon est moins fort, les jeunes sont plus sensibles aux basses températures hivernales et ils perdent davantage d'énergie lorsqu'ils sont forcés de passer du temps dans l'eau au lieu de rester sur la terre durant le jeûne postsevrage (Hansen et Lavigne 1997, Worthy et Lavigne 1987).

Depuis le début des années 1980, la qualité des glaces a été beaucoup plus variable pour les phoques gris que pour les phoques du Groenland. Une solide relation positive a été observée entre les estimations de la production de blanchons et l'état des glaces, avec un taux de mortalité accru associé au mauvais état des glaces (Hammill et Stenson 2011). Par contre, lorsqu'il n'y a pas du tout de glace, les animaux mettent bas uniquement sur la terre, ce qui pourrait réduire le taux de mortalité des jeunes de l'année. En raison de l'augmentation du nombre d'hivers

relativement doux, nous avons également observé de nouvelles colonies s'établir sur les îles au sud et au nord du Golfe (île d'Anticosti, Hammill et Stenson 2011). Les hivers plus doux et la diminution connexe de la couverture de glace qui en résulte permettront fort probablement une expansion vers le nord des animaux reproducteurs, grâce à l'amélioration du taux de survie des blanchons, aux températures plus élevées ainsi qu'à un accès à de nouvelles plages et îles isolées, que les glaces plus épaisses rendaient inatteignables. Si la population de phoques gris augmente, ces animaux pourraient avoir une plus grande incidence sur la pêche du poisson de fond. Ces répercussions accrues pourraient être directes, soit par la prédation, les parasites et les dommages causés aux prises ou aux engins de pêche. De telles incidences pourraient limiter le rétablissement des stocks de poissons de fond, comme on l'a signalé dans le sud du Golfe (MPO 2011d), ou engendrer des frais supplémentaires à l'industrie, car les parasites doivent être retirés des poissons débarqués et les engins, réparés. Les répercussions indirectes comprennent des changements dans la répartition des poissons, lesquels visent à réduire au minimum la prédation exercée par les phoques (Harvey *et coll.* 2010).

5.3.4 Principales directives relatives à l'élaboration des mesures de gestion et leurs conséquences

En raison de la diminution de la couverture de glace, on observera vraisemblablement une présence saisonnière accrue des cétacés dans le Golfe et l'Estuaire. L'accroissement des populations de phoques et de baleines pourrait également mener à l'augmentation du nombre d'occasions d'observations de mammifères marins. Par conséquent, il pourrait être nécessaire d'effectuer davantage d'interventions en matière de gestion pour limiter la perturbation des mammifères marins, surtout ceux qui figurent dans la législation sur les espèces en péril. Le nombre d'interactions entre les baleines et les engins de pêche pourrait également augmenter, ce qui nécessiterait un nombre supérieur d'interventions visant à libérer des baleines prises et pourrait entraîner des changements de types d'engins et la modification éventuelle des dates d'ouverture et de fermeture de la pêche afin de réduire le nombre d'interactions. La fonte des glaces entraînera sûrement des changements dans la répartition des phoques du Groenland reproducteurs, à l'avantage de la côte du Labrador ou de régions plus au nord, et au détriment du Golfe. Ce mouvement aura un effet négatif sur l'industrie de la chasse au phoque du Golfe. Bien que la population des phoques du Groenland pourrait diminuer, on peut s'attendre à une répartition et à un nombre accru de phoques gris dans tout le Golfe, donc à une augmentation d'interactions avec les pêches et de transmissions de parasites. Malheureusement, la perte de marchés des produits du phoque a limité les occasions de mieux tirer profit de cette ressource renouvelable. Les mesures de gestion visant à réduire les interactions entre les phoques et les pêches pourraient inclure des modifications d'engins de pêche, des activités de triage, et des programmes de stérilisation, si le nombre de phoques doit être réduit. Autrement, on devra tenir compte des pertes liées à la prédation au moment de l'établissement des quotas de pêche (voir la section 5.6).

5.4 Espèces aquatiques envahissantes (*T. Landry et A. Locke, Centre des pêches du Golfe*)

5.4.1 Aperçu

Les termes *non indigène* , *étrangère*, *introduite* ou *exotique* qualifient « toute espèce transportée délibérément ou accidentellement et libérée par l'homme dans un milieu ou une installation dont les effluents atteignent les eaux libres ou dans un système à circulation non fermée qui ne font pas partie de son aire actuelle. » Dans ce groupe, une espèce non indigène est considérée comme *envahissante* lorsque son introduction dans un écosystème peut causer du tort à l'économie, à l'environnement, à la santé humaine, aux loisirs ou au bien-être public (CCMPA 2004).

On croit que l'invasion d'espèces étrangères est l'une des principales causes de la perte de biodiversité et une menace importante pour la santé des écosystèmes aquatiques du monde entier (Simberloff et Rejmánek 2011). Une tendance à la hausse du nombre d'espèces aquatiques envahissantes (EAE) a été recensée partout dans le monde au cours des dernières décennies et est attribuée aux activités humaines ainsi qu'aux changements climatiques (Carlton et Geller 1993).

5.4.2 Forces motrices et pressions

Pour qu'une espèce soit considérée comme non indigène, l'homme doit l'avoir aidée à traverser un obstacle naturel (par ex., un océan). De plus, sa dispersion subséquente doit être attribuable à des vecteurs anthropiques ou naturels. Le nombre d'espèces introduites dans un écosystème dépend de la disponibilité d'envahisseurs éventuels et de la sensibilité de l'écosystème aux invasions (Crooks *et coll.* 2011). Ainsi, les forces motrices et les pressions qui contribuent à la propagation des EAE peuvent être 1) des activités humaines fournissant des vecteurs (voies de passage) qui augmentent la probabilité que les propagules d'EAE soient introduites dans un écosystème, ou 2) des facteurs environnementaux qui favorisent le succès de l'établissement.

Les vecteurs éventuels liés au transport maritime dans le golfe du Saint-Laurent comprennent la navigation commerciale, internationale et locale, ainsi que la navigation de plaisance. La mondialisation du commerce constitue l'un des principaux facteurs associés à l'augmentation de l'introduction d'EAE partout dans le monde, surtout par l'intermédiaire des vecteurs de transport (Carlton et Geller 1993, McNeely *et coll.* 2001). Plus de 80 % des marchandises du commerce mondial sont transportées par bateau (CNUCED 2011). Les navires plus rapides et plus gros ainsi que la modification des modèles d'échanges commerciaux ont tous contribué à l'augmentation des risques d'inoculation d'espèces dans de nouvelles régions. La navigation commerciale entre les ports du golfe du Saint-Laurent ainsi que les mouvements intraprovinciaux et interprovinciaux des bateaux de plaisance et de pêche peuvent accélérer la dispersion locale d'espèces non indigènes à la suite de leur inoculation par des vecteurs internationaux (Darbyson *et coll.* 2009).

Le développement de l'aquaculture constitue une autre voie d'entrée importante d'EAE, par l'introduction intentionnelle et non intentionnelle d'espèces étrangères (McKindsey *et coll.* 2007, voir aussi le tableau 5.4-1). Dans le golfe du Saint-Laurent, l'industrie mytilicole a joué un rôle central dans la propagation locale d'EAE, avant qu'on élabore des stratégies de gestion visant à réduire le transfert d'EAE par le transport des naissains entre les plans d'eau et des produits récoltés vers les usines de transformation (Locke *et coll.* 2009).

Les espèces envahissantes sont souvent des espèces généralistes, bien adaptées aux conditions environnementales fluctuantes et à la colonisation rapide de nouveaux habitats (Simberloff et Rejmánek 2011). Ainsi, les agents de stress environnementaux tels que les changements climatiques et la perturbation anthropique d'habitats constituent deux facteurs pouvant favoriser l'établissement des EAE. Les espèces introduites peuvent même connaître davantage de succès dans des habitats pollués que des habitats non pollués en raison d'une diminution de la compétition avec les espèces indigènes (Crooks *et coll.* 2011). Les changements climatiques améliorent la capacité d'établissement des espèces non indigènes de deux manières : en fournissant des conditions environnementales convenables et en déstabilisant les conditions propices aux espèces indigènes. L'influence des changements climatique sur les aires de répartition peut mener à l'expansion d'espèces indigènes ou non indigènes.

5.4.3 État et impacts

On estime qu'environ 20 espèces aquatiques non indigènes se sont établies dans le golfe du Saint-Laurent et que la moitié d'entre elles y sont depuis 1994 (tab. 5.4-1).

Si des dommages ont été causés à l'écosystème ou à l'économie par les premières EAE arrivées, cela n'a pas été documenté et maintenant, il est pratiquement impossible de le déterminer. Toutefois, les dommages ont été documentés pour au moins six des nouvelles espèces, dont plusieurs se sont surtout répandues dans le sud du golfe du Saint-Laurent (fig. 5.4-1).

Tableau 5.4-1. Liste d'espèces non indigènes reconnues pour s'établir dans l'eau saumâtre et salée du golfe du Saint-Laurent (Source : A. Locke et J.M. Hanson, manuscrit non publié).

Nom taxonomique	Nom courant	Année du premier signalement	Lieu du premier signalement	Référence
Ostracoblabe sp. (champignon)	Maladie de l'huître plate	1969	Éllerslie (Î.-P.-É.)	Newkirk *et coll.* 1995
Fucus serratus (algue brune)		1869	Pictou (N.-É.)	Edelstein *et coll.* 1973
Stictyosiphon soriferus (algue brune)		1976	Rive ouest de Terre-Neuve	South et Hooper 1976
Furcellaria lumbricalis (algue rouge)		1931	Détroit de Northumberland et Î.-P.-É.	Bell et MacFarlane 1933
Bonnemaisonia hamifera (algue rouge)	Hookweed ou featherweed	1948	Souris (Î.-P.-É.) et Bayfield (N.-É.)	Stephenson et Stephenson 1954, Erskine 1955

Tableau 5.4-1. (suite)

Nom taxonomique	Nom courant	Année du premier signalement	Lieu du premier signalement	Référence
Codium fragile fragile (algue verte)	Voleuse d'huîtres	1996	Caribou (N.-É.) et Malpeque (Î.-P.-É.)	Garbary *et coll.* 1997
Littorina littorea (gastéropode)	Bigorneau	1840	Pictou (N.-É.)	Bequaert 1943
Argopecten irradians (bivalve)	Pétoncle de baie	1982 (intentionnel)	Éllerslie (Î.-P.-É.)	Townshend et Worms 1983
Penilia avirostris (branchiopode)		2001	Souris (Î.-P.-É.)	Bernier et Locke 2006
Caprella mutica (amphipode)	Caprelle	1998	Brudenell (Î.-P.-É.)	Locke *et coll.* 2007
Carcinus maenas (crabe)	Crabe vert européen	1994	Aulds Cove (N.-É.)	Klassen et Locke 2007
Membranipora membranacea (bryozoaire)	Membranipore	2002	Rive ouest de Terre-Neuve	C. McKenzie, communications personnelles, IML
Styela clava (tunicier)	Ascidie plissée	1998	Georgetown (Î.-P.-É.)	CIEM 1999
Ciona intestinalis (tunicier)	Ascidie jaune	2004	Georgetown (Î.-P.-É.)	Locke *et coll.* 2007
Botryllus schlosseri (tunicier)	Botrylle étoilé	2001 (Remarque : Il y a environ un siècle, quelques présences ont été constatées, mais aucune population permanente n'a été établie dans le golfe du Saint-Laurent; Brunel *et coll.* 1998).	St. Peter (Î.-P.-É.)	Locke *et coll.* 2007
Botrylloides violaceus (tunicier)	Botrylloïde violet	2002	Savage Harbour (Î.-P.-É.)	Locke *et coll.* 2007

Tableau 5.4-1. (fin)

Diplosoma listerianum (tunicier)	Diplosoma	2009?	Îles-de-la-Madeleine, QC	Willis *et coll.* 2011
Salmo trutta (poisson)	Truite brune	Années 1930 (introduction intentionnelle)	Comté de Pictou (N.-É.)	Crossman 1984
Onchorhynchus mykiss (poisson)	Truite arc-en-ciel	1924 (introduction intentionnelle)	Détroit de Northumberland (Î.-P.-É.)	MacCrimmon 1971
Agent pathogène non identifié	Maladie de Malpeque	1915	Malpeque (Î.-P.-É.)	Needler 1931

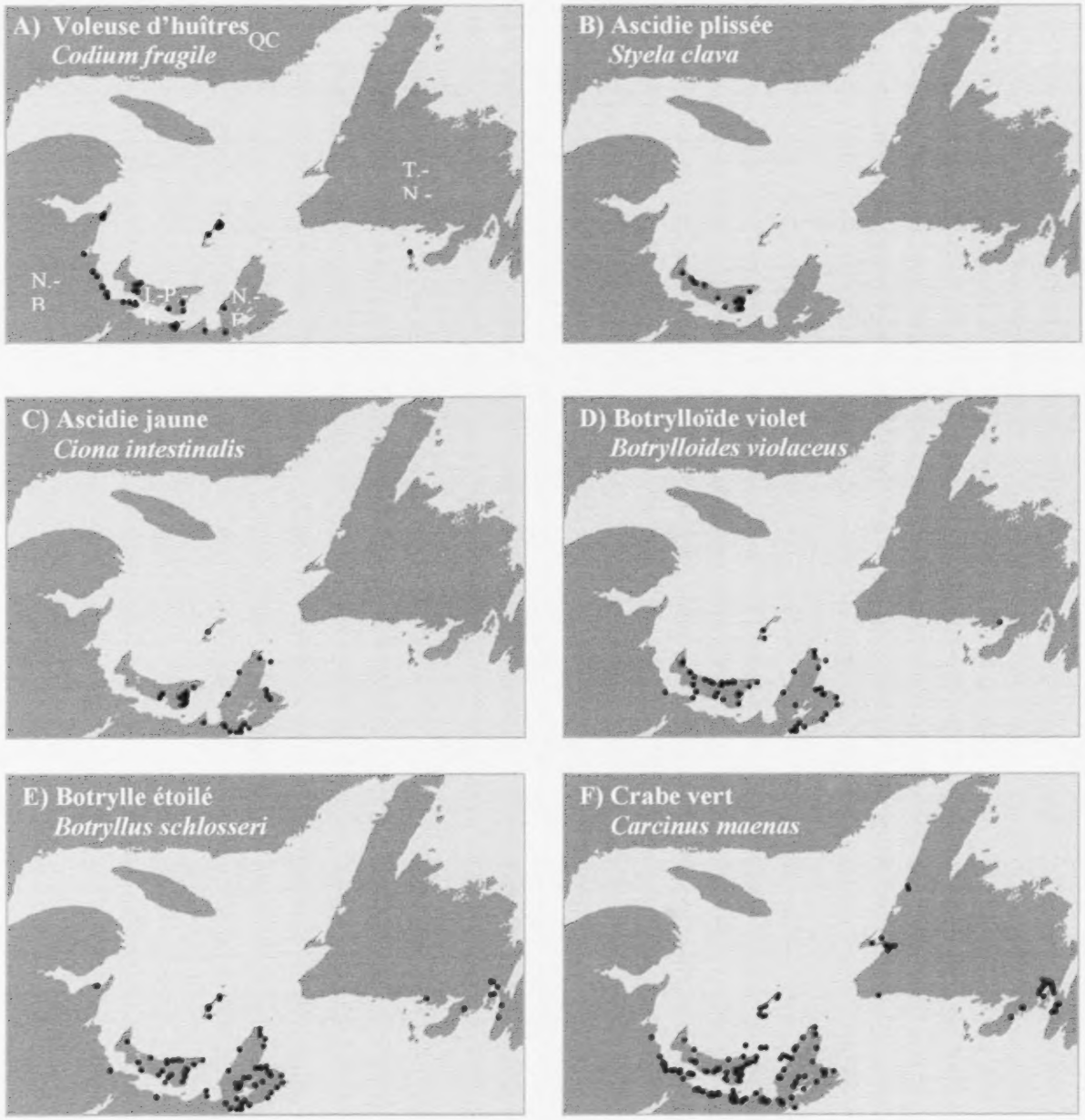

Figure 5.4-1. Distribution de six espèces aquatiques envahissantes du golfe du Saint-Laurent en février 2012 (Source : R. Bernier et la base nationale de données sur les espèces aquatiques envahissantes du MPO).

Depuis 1998, quatre nouvelles espèces de tuniciers se sont établies dans le golfe du Saint-Laurent : l'ascidie plissée (*Styela clava*), l'ascidie jaune (*Ciona intestinalis*), le botrylloïde violet (*Botrylloides violaceus*) et le botrylle étoilé (*Botryllus schlosseri*) (fig. 5.4-1). Une autre espèce de tunicier a récemment été signalée aux Îles-de-la-Madeleine : le diplosoma (*Diplosoma listerianum*). Les répercussions globales à long terme de l'invasion de ces espèces sur l'écosystème n'ont pas encore été déterminées. Toutefois, les répercussions économiques sur le golfe du Saint-Laurent sont les plus fréquemment signalées en raison du nombre accru de tuniciers qui poussent sur les boudins de moules, les installations aquacoles et les équipements utilisés pour la mytiliculture, ce qui entraîne des coûts de manipulation accrus et une perte importante de moules associée au détachement des boudins (Locke *et coll.* 2007, Ramsay *et coll.* 2009).

Le crabe vert (*Carcinus maenas*) est une autre espèce aquatique envahissante ayant récemment envahi le golfe du Saint-Laurent (fig. 5.4-1e). Cette espèce omnivore, transformatrice d'écosystèmes est reconnue dans le monde entier pour ses graves répercussions sur une grande variété de proies et plus particulièrement sur les mollusques. Pratiquement tout le biote benthique sublittoral peut être touché par la prédation ou la rivalité entre espèces et l'habitat peut être endommagé ou modifié lorsque le crabe creuse à la recherche de proies (Klassen et Locke 2007). La récente invasion du crabe vert dans la zone de protection marine du Basin Head, à l'Île-du-Prince-Édouard, fait l'objet d'une enquête afin de déterminer si elle représente une cause du déclin d'un type unique de mousse d'Irlande ne se trouvant nulle part ailleurs au monde.

Les algues (*Codium fragile fragile*) ont une incidence plus répandue dans l'écosystème marin en détériorant tant les habitats côtiers que les habitats hauturiers (Garbary *et coll.* 1997). Dans les eaux côtières, le *Codium* (communément appelé la voleuse d'huître) peut avoir des conséquences importantes sur les secteurs coquilliers et sur le rôle écologique clé que ces derniers jouent dans le couplage benthique-pélagique et la structure de l'habitat. Toutefois, dans certaines régions côtières, il a été signalé que les algues envahissantes augmentaient la productivité, tant de par la diversité que par l'abondance des espèces (Drouin *et coll.* 2011). Dans les eaux profondes, leur incidence concerne principalement leur rivalité avec les forêts de laminaires indigènes qui constituent d'importants habitats pour les poissons et invertébrés juvéniles, car elles leur procurent nourriture et abri contre les prédateurs. Ces forêts sont habituellement broutées par l'oursin, ce qui laisse le fond marin dénudé et prêt pour une nouvelle recolonisation par les laminaires. Cependant, le *Codium* introduit peut envahir ces zones et y remplacer les peuplements de laminaires.

Les estimations d'abondance d'espèces non indigènes du golfe du Saint-Laurent sont très conservatrices car l'étude de ces dernières a principalement mis l'accent sur les environnements et les estuaires côtiers. Compte tenu de notre manque de connaissances sur la diversité benthique, il est difficile d'évaluer quelles espèces non indigènes se sont davantage établies dans les habitats profonds et quel rôle elles ont joué dans les variations continues de la communauté par rapport aux autres agents de stress.

On attribue parfois le descriptif « pollution biologique » aux espèces aquatiques envahissantes; mais contrairement aux contaminants chimiques, cette « pollution » empire avec le temps sans intervention supplémentaire, ces espèces se reproduisant et se dispersant à partir du point d'introduction initial (Simberloff et Rejmánek 2011). Par conséquent, les espèces aquatiques

envahissantes sont considérées comme une menace importante pour la santé des écosystèmes et pour la durabilité de l'aquaculture et des secteurs de la pêche dans le monde entier. Dans les écosystèmes côtiers, les effets négatifs des espèces aquatiques envahissantes sur les espèces clés comme les huîtres et la zostère pourraient entraîner une perte importante de productivité en perturbant le patron spatial des relations trophiques à petite et à moyenne échelle. Se faisant, une première infestation d'espèces aquatiques envahissantes peut faciliter l'établissement de nouvelles infestations (Locke *et coll.* 2007).

5.4.4 Principales directives relatives à l'élaboration des mesures de gestion pour l'introduction et l'établissement des EAE

Les stratégies de gestion pour la prévention des espèces envahissantes doivent tenir compte à la fois de leur propagation par l'intermédiaire des vecteurs et de leurs conditions d'établissement (Crooks *et coll.* 2011).

En 2005, le MPO lançait son programme national sur les espèces aquatiques envahissantes compatible avec un « plan d'action canadien de lutte contre les espèces aquatiques envahissantes ». Le programme a deux principaux objectifs : d'abord de contrôler les voies d'entrées des EAE dans les eaux canadiennes, puis de contrôler la propagation des EAE existantes sur nos côtes. Voici plus précisément les trois principaux objectifs du programme :

1. la prévention – gestion des voies d'introduction par l'élaboration de politiques et de règles fondées sur les résultats des recherches et des évaluations des risques;
2. la détection précoce – élaboration et coordination de réseaux nationaux de surveillance et de suivi pour les lieux et les voies d'introduction à risque élevé;
3. l'intervention rapide – élaboration de programmes de réglementation, y compris d'une politique générale, visant la cogestion des espèces aquatiques envahissantes entre les provinces et les territoires.

Par intervention rapide, on entend notamment l'éradication, la restriction des EAE dans un espace donné, la réduction de l'abondance d'une population d'EAE afin d'en ralentir la propagation ou de la forcer sous un seuil économique ou écologique. Il peut également s'agir d'apprendre à vivre avec les problèmes causés par les espèces (Locke *et coll.* 2010). Depuis la mise en place du programme sur les EAE, une sensibilisation accrue aux risques et aux répercussions associés à l'introduction ou à la propagation des espèces envahissantes a contribué à l'élaboration de programmes de réglementation et de gestion visant à contrôler et à atténuer les effets des EAE existantes et éventuelles. Par exemple, le Code national sur l'introduction et le transfert d'organismes aquatiques (2003) a été adapté afin de réduire la dispersion des tuniciers par les produits de la pêche et de l'aquaculture (Locke *et coll.* 2009).

Les politiques et les programmes visant à soutenir la gestion des EAE au Canada sont en cours d'élaboration. Les voies d'introduction et les EAE à risque élevé ont été repérées; des efforts de surveillance permettent d'obtenir des renseignements essentiels relativement à la gestion des EAE. Les évaluations des risques menées par le Centre d'expertise pour l'analyse des risques aquatiques (Pêches et Océans Canada, Burlington, Ontario) permettent de cerner les menaces éventuelles pour le golfe du Saint-Laurent et les autres plans d'eau.

5.5 Impacts de la pêche commerciale et du climat sur les populations et les communautés marines avec une discussion des répercussions sur la gestion (*H.P. Benoît, CPG; C. Savenkoff, IML; P. Ouellet, IML; P. S Galbraith, IML; J. Chassé, IML; et A. Fréchet, IML*)

5.5.1 Aperçu

La pêche est généralement considérée comme l'un des principaux facteurs de changement dans la structure et le fonctionnement des communautés marines exploitées (Sinclair et Murawski 1997, Jackson *et coll.* 2001, Mullon *et coll.* 2005). Les répercussions de la pêche peuvent être directes, comme la réduction des populations ciblées ou capturées fortuitement et les troncations des structures d'âge et de taille, ou indirectes, comme la modification de la structure des réseaux tropiques (par ex., Bianchi *et coll.* 2000, Link et Garrison 2002, Frank *et coll.* 2005). Les variations du climat océanique contribuent également à modifier les populations et les communautés marines, tant directement qu'indirectement. Par exemple, les températures océaniques peuvent avoir des répercussions sur les taux de survie et de croissance (par ex., Attril et Power 2002, Beaugrand *et coll.* 2003) ainsi que sur la disponibilité des habitats thermiques privilégiés et tolérés (par ex., Marsh *et coll.* 1999, Perry *et coll.* 2005, Dulvy *et coll.* 2008). Par conséquent, les taux de prélèvement durables peuvent varier en fonction du climat et, par le fait même, de la productivité des stocks (par ex., Bennet *et coll.* 2004, Rose 2004). Qui plus est, les effets de la pêche peuvent aggraver l'incidence des variations de température en diminuant la résilience des stocks ou en augmentant la variabilité de l'abondance et, donc, les risques d'effondrement (Hseih *et coll.* 2006, Mora *et coll.* 2007, Anderson *et coll.* 2008).

Ce qui est décrit plus haut représente en grande partie notre compréhension des changements qui sont survenus dans le Golfe au cours des dernières décennies, tel qu'il est expliqué ci-dessous. Tant au nord qu'au sud du chenal Laurentien, la pêche visant principalement le poisson de fond a entraîné l'épuisement de certains stocks de poisson, et bon nombre d'entre eux n'ont pas réussi à se rétablir malgré la baisse considérable de la pêche depuis quelques décennies. La diminution de la productivité des stocks, parfois attribuable au climat, a contribué à empirer cette tendance. Toutefois, pour d'autres espèces, majoritairement invertébrées, les conditions environnementales favorables ont aidé à renforcer la productivité des stocks. Les périodes de modifications prolongées de la température ont entraîné des changements dans la répartition des espèces et dans la composition des assemblages de poissons. Compte tenu des conditions climatiques changeantes de l'océan liées au réchauffement de la planète, il devient impératif, à l'avenir, de comprendre l'incidence des variations du climat océanique sur les espèces marines exploitées du Golfe et sur leurs interactions écologiques afin que des mesures durables soient prises à l'égard de la pêche.

5.5.2 Forces motrices et pressions – changements des forçages naturels et anthropiques

Dans l'Atlantique Nord, des tendances spatiales à grande échelle de la variabilité océanographique (de la température et de la salinité) sont liées aux périodes prolongées de forçage météorologique représenté par l'indice hivernal de l'oscillation de l'Atlantique Nord (Hurrel *et coll.* 2003, Petrie 2007). L'oscillation de l'Atlantique Nord est un indice des forces relatives de pression atmosphérique au-dessus de l'Islande et des Açores. Au cours des phases

négatives de l'oscillation de l'Atlantique Nord, les eaux profondes du golfe du Saint-Laurent sont plus chaudes et plus salées; toutefois, ce type de relation semble vouloir changer (Polyakova *et coll.* 2006). Néanmoins, les variations de l'indice d'oscillation de l'Atlantique Nord et des autres forçages climatiques locaux au cours des quatre dernières décennies ont entraîné d'importants changements de température dans l'eau du Golfe.

Au cours de l'été, le Golfe se divise en trois couches verticales se caractérisant par la température de leur eau : une couche tiède et relativement douce à la surface, une couche intermédiaire froide à une profondeur allant de 50 à 150 mètres et dont les températures varient de moins de 0°C à 2°C (p. ex., au fond du plateau madelinien), et une couche salée plus chaude (variant de 4 à 6°C) à une profondeur de plus de 200 mètres (c.-à-d. le chenal Laurentien, qui est le chenal principal, et les chenaux reliés, le chenal Esquiman et le chenal d'Anticosti, au nord du Golfe). La seule exception est la fosse de Mécatina, où la couche la plus profonde est beaucoup plus froide (variant de -1,8°C à 1,6°C), plus douce (de 32,2 à 33,2) et oxygénée (Galbraith *et coll.* 2011) en raison des eaux hivernales provenant du plateau continental du Labrador qui s'y versent par le détroit de Belle-Isle (Galbraith 2006). Pendant l'automne et l'hiver, la couche de surface se refroidit et se mélange avec la couche intermédiaire froide qui sera renouvelée l'été suivant par des eaux dont la température se situe près du point de congélation (moins de -1 °C) à la fin de l'hiver dans les zones peu profondes du Golfe, notamment dans la majeure partie du plateau madelinien. Selon leur profondeur et leur intersection avec le plancher océanique, ces couches d'eau contribuent grandement à la distinction écologique des régions au sein de l'écosystème du Golfe (fig. 2-1). Depuis le début de la surveillance au milieu du 20e siècle, des tendances divergentes ont été relevées dans les températures de l'eau de ces couches (fig. 5.5-1). Pendant les mois sans glace, un réchauffement de 1,5°C des températures de l'eau à la surface a été observé depuis 1985 (fig. 5.5-1, ligne rouge; Drinkwater et Gilbert 2004, Galbraith *et coll.* 2011); ce réchauffement s'inscrit dans une tendance à long terme moins importante liée à l'augmentation de 0,8 °C par siècle des températures de l'air du printemps à l'automne depuis 1873 (Galbraith *et coll.* 2011). À l'opposé, les températures de la couche intermédiaire froide sont passées d'exceptionnellement chaudes à la fin des années 1960 et au début des années 1980 à très froides de 1986 à 1998 (fig. 5.5-1, ligne bleue). Les conditions observées récemment se rapprochent de la normale. La température des masses d'eau profonde dans les principaux chenaux du Golfe n'est pas influencée par les conditions atmosphériques locales ou par les échanges avec la couche de surface à l'intérieur du Golfe. Au contraire, les conditions à l'entrée du chenal Laurentien se déplacent lentement dans le Golfe jusqu'à l'estuaire du Saint-Laurent (et à la tête des chenaux Esquiman et d'Anticosti) grâce à la circulation estuarienne. Du milieu des années 1940 jusqu'aux années 1970, les températures observées à une profondeur de 200 à 300 mètres étaient relativement froides et, de façon générale, se sont réchauffées par la suite à l'exception de courtes périodes comme au début des années 1990 (fig. 5.5-1, lignes vertes).

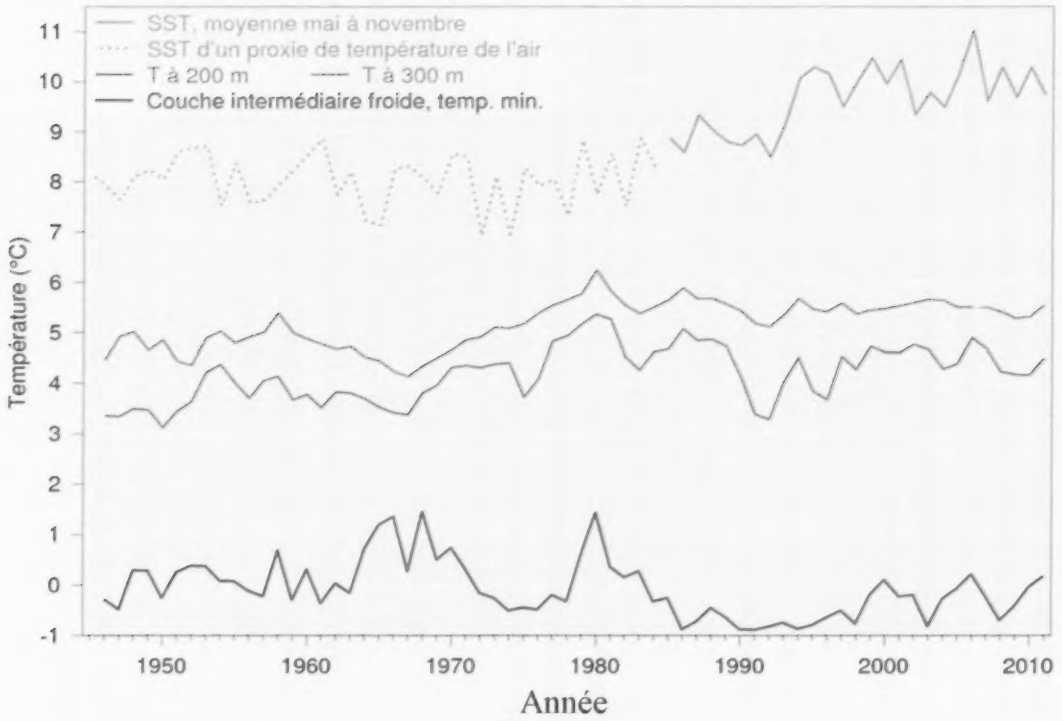

Figure 5.5-1. Températures de l'eau du golfe du Saint-Laurent. Moyennes de température des eaux de surface dans le Golfe de mai à novembre (1985 à 2010, ligne rouge) et indicateurs de la température de l'air d'avril à novembre (1945 à 1984, ligne pointillée rouge). Température moyenne à une profondeur de 200 à 300 mètres (lignes vertes). Indice de température minimale de la couche intermédiaire froide (ligne bleue). Température des eaux de surface selon Galbraith *et coll.* (2012) et autres séries chronologiques selon Galbraith *et coll.* (2011).

La principale activité économique du Golfe ayant une incidence sur la structure trophique de l'écosystème est la pêche commerciale. Dans le passé, les pêches les plus importantes visaient les poissons de fond : la morue (*Gadus morhua*), le sébaste (*Sebastes* spp.), la plie grise (*Glyptocephalus cynoglossus*), le flétan du Groenland (*Reinhardtius hippoglossoides*) et le flétan de l'Atlantique (*Hippoglossus hippoglossus*) dans le nord du Golfe; la morue, la plie canadienne (*Hippoglossoides platessoides*), la merluche blanche (*Urophycis tenuis*) et le flétan de l'Atlantique dans le sud (fig. 5.5-2). D'importantes pêches ont également ciblé les poissons pélagiques, et plus particulièrement le hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*) et le maquereau bleu (*Scomber scombrus*). Au cours des années 1970 et 1980, les débarquements de poissons de fond provenant du Golfe atteignaient environ 180 000 tonnes annuellement. Après l'épuisement des stocks de morue, de sébaste, de merluche blanche et des autres poissons démersaux dans le nord et le sud du Golfe au milieu des années 1990, les efforts de pêche et les débarquements de poisson ont chuté en flèche. Ces dernières années, les débarquements annuels de poissons de fond dans le Golfe varient autour de 14 000 tonnes et se composent en grande partie de morues, de flétans du Groenland et de plies grises. Parallèlement à ces chutes, les débarquements de nombreux invertébrés à valeur élevée comme le crabe des neiges (*Chionoecetes opilio*), la

crevette nordique (*Pandalus borealis*) et le homard (*Homarus americanus*) ont connu une augmentation, passant de 48 000 tonnes dans les années 1970 et 1980 à environ 123 000 tonnes dans les années 2000. En ce qui concerne le crabe des neiges, le débat visant à expliquer l'augmentation des prises se poursuit quant aux rôles relatifs du changement dans les populations et à l'effort de pêche accru. En ce qui a trait à la crevette, il est maintenant plus évident que l'augmentation des débarquements est grandement attribuable à l'abondance accrue, bien que l'effort de pêche ait également connu une hausse. Alors que les tendances opposées des débarquements de poissons de fond et des débarquements d'invertébrés peuvent s'expliquer, en partie, par la moindre prédation des poissons de fond dans le cas de la crevette (Worm et Myers 2003), on ne peut évoquer cette hypothèse pour le crabe des neiges et le homard (par ex., Hanson et Lanteigne 2000, Chabot *et coll.* 2008). Depuis le milieu des années 1980, les débarquements de poissons pélagiques varient autour de 109 000 tonnes, en moyenne.

Avant de conduire à l'épuisement des poissons de fond, l'effort de pêche et, par conséquent, le taux de mortalité ont atteint des niveaux records (fig. 5.5-3). La pêche est largement considérée comme le facteur principal ayant occasionné l'épuisement, ou du moins, la diminution sérieuse de nombreuses espèces de poisson de fond du Golfe. Cependant, l'exploitation élevée a eu lieu à une période de faible productivité des stocks (par ex., la morue; voir ci-dessous), ce qui a probablement précipité le déclin, duquel aucune population n'a pu entièrement se rétablir et qui se poursuit pour certaines espèces (par ex., le poisson de fond du sud du Golfe; voir la section 5.6). En ce qui concerne la morue du nord du Golfe (divisions de l'OPANO 3Pn, 4RS), deux périodes de moratoire ont eu lieu, une première de 1994 à 1996 et une deuxième en 2003 (fig. 5.5-4). En plus des niveaux très élevés observés en 1992 et en 1993, le niveau moyen de mortalité par pêche de la série est environ le double du niveau ciblé en vue d'une durabilité à long terme. Au cours des deux dernières décennies, ces niveaux de mortalité ont été atteints malgré le niveau bien inférieur au point de référence limite des stocks de la biomasse mature. Le point de référence limite est le niveau de biomasse considéré comme indésirable et pour lequel des mesures de gestion sont nécessaires afin d'éviter que les stocks ne chutent en deçà (Duplisea et Fréchet 2011). La pêche à la morue dans le nord du Golfe avant le moratoire de 1994 utilisait principalement des engins mobiles (chalutiers à pêche latérale et arrière et seines). Depuis la réouverture de la pêche en 1997, ces stocks de morue sont les seuls dans l'Est du Canada à être pêchés uniquement par engins fixes (lignes à main, palangres et filets maillants). En raison des petits quotas, la flottille à engins mobiles a été réservée aux autres types de pêches, surtout celle de la crevette. À l'opposé, l'abondance et les débarquements d'espèces d'invertébrées ont connu une hausse. Comme il est indiqué ci-après, un certain nombre de ces changements dans la productivité pourraient avoir eu une influence environnementale.

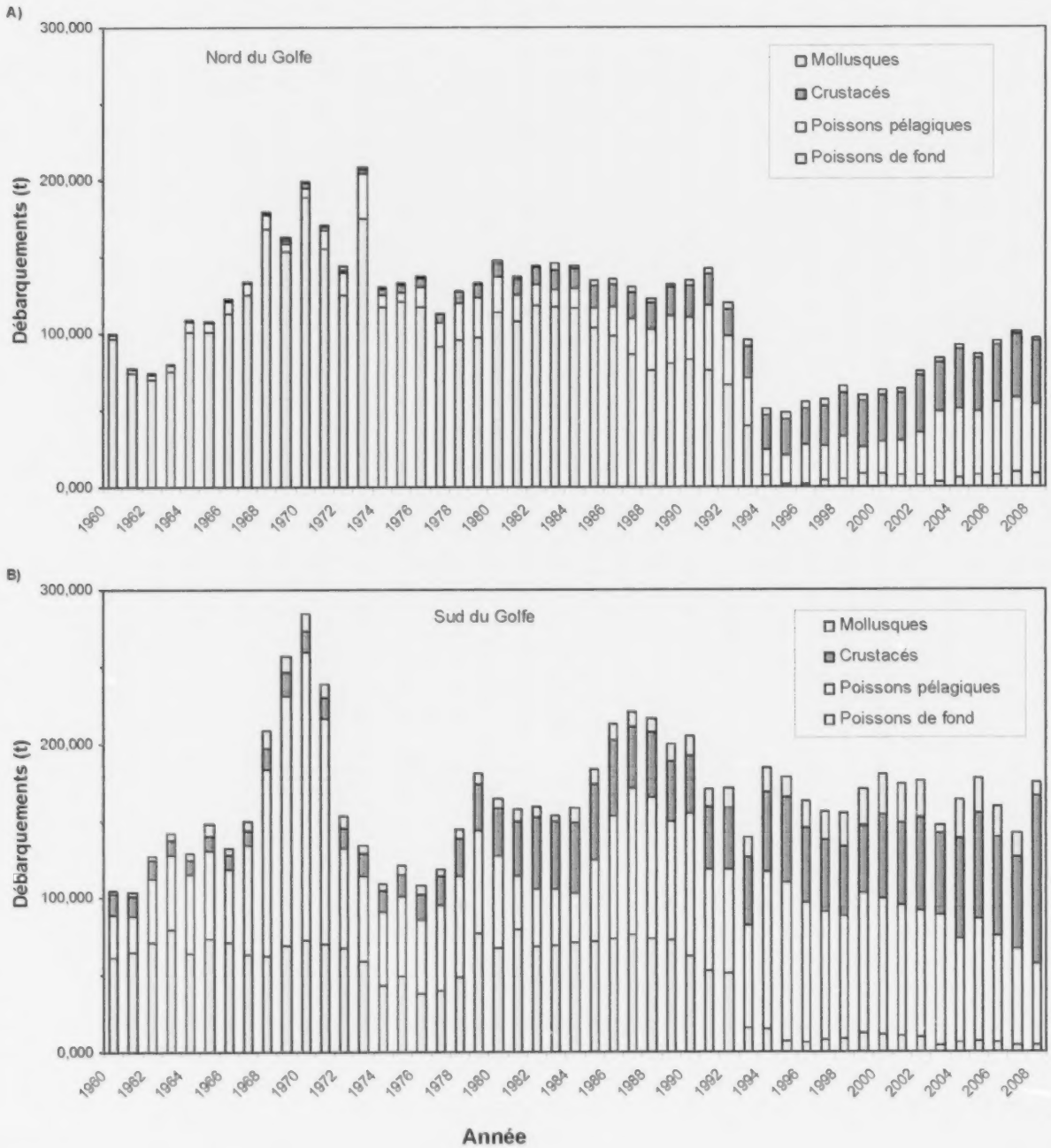

Figure 5.5-2. Répartition des débarquements selon des groupes écologiques fonctionnels dans les divisions 4RS (nord du Golfe) (A) et 4T (sud du Golfe incluant l'Estuaire) (B) de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO). Les divisions 4RS et 4T ont l'habitude de compiler les statistiques et de réglementer les activités de pêche dans l'Atlantique Nord-Ouest.

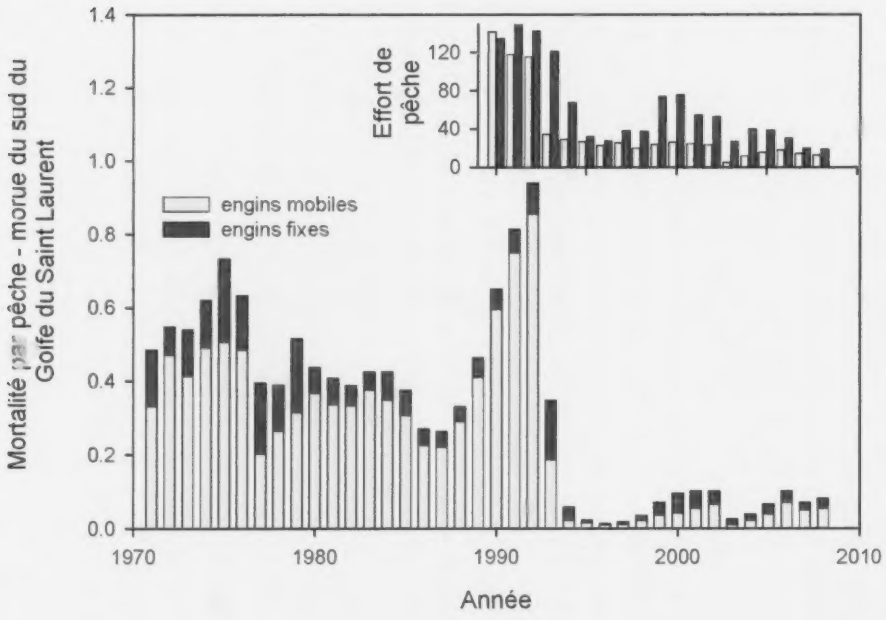

Figure 5.5-3. Tableau principal : taux de mortalité par pêche de la morue du sud du golfe du Saint-Laurent, par type d'engin. La mortalité par pêche (F) est un taux de mortalité instantané et peut servir à calculer le taux de mortalité annuel ($1 - e^{-F}$ selon Ricker 1980). Tableau en médaillon : effort de pêche total par engin mobile (1 000 heures) et engin fixe (100 voyages) dans le sud du Golfe. Puisque la morue est la principale espèce de poisson de fond pêchée, les tendances en matière de mortalité par pêche dressent un portrait de l'effort de pêche dans le secteur.

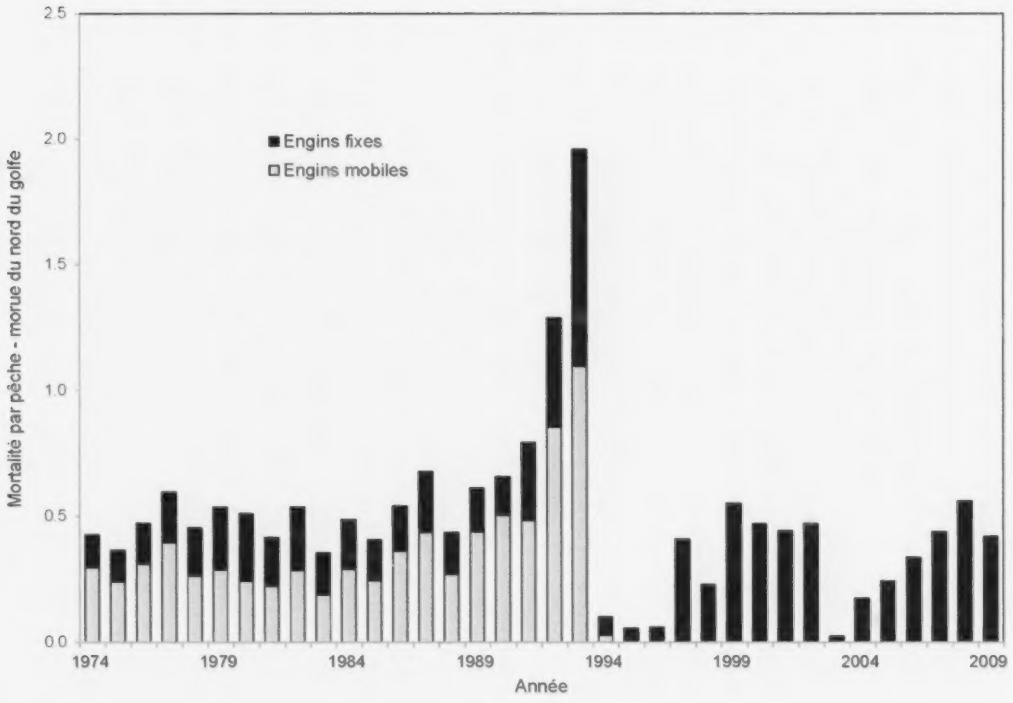

Figure 5.5-4. Taux de mortalité par pêche de la morue du nord du golfe du Saint-Laurent par type d'engin

5.5.3 Impact – état et tendances des espèces marines se trouvant dans le golfe du Saint-Laurent

Autrefois dominées par les gros poissons de fond prédateurs (par ex., la morue de l'Atlantique, le sébaste, la merluche blanche) et les petites espèces fourragères (le capelan [*Mallotus villosus*], le maquereau, le hareng, la crevette nordique) dans les années 1980, les structures de la biomasse des écosystèmes tant dans le nord que dans le sud du Golfe se sont grandement transformées et sont maintenant dominées uniquement par les petites espèces fourragères (Savenkoff *et coll.* 2007b, c, Benoît et Swain 2008). Suite à l'effondrement des poissons de fond plus gros et à la diminution de la prédation qui s'en est suivie, l'abondance de plusieurs petites espèces fourragères (par ex., la lompénie tachetée [*Leptoclinus maculate*], l'hameçon [*Artediellus* ssp.], la crevette nordique du nord du Golfe) a connu une hausse importante alors que d'autres espèces se sont plutôt étendues géographiquement et réparties horizontalement de façon importante (capelan : Gregoire *et coll.* 2005; hareng : MPO 2006b, c) ou verticalement en plus grande profondeur (capelan : Mowbray 2002; hareng : McQuinn 2009). Depuis le milieu des années 1990, la pêche ne vise que très peu les populations de gros poissons de fond (à l'exception de la morue du nord du Golfe qui a fait l'objet de pêches modérées pendant la majeure partie de la dernière décennie); par conséquent, des facteurs autres que les effets directs de la pêche doivent être à l'origine du non-rétablissement ou du déclin continu de nombreuses populations de poissons de fond.

L'influence climatique sur les poissons et autres espèces démersales provient en grande partie des changements à l'échelle décennale survenus dans les couches d'eau intermédiaire froide et profonde. Au niveau de la population, le plus gros effet a été observé chez la morue, principalement dans le nord du Golfe. À cet endroit, la condition moyenne de la morue, mesurée selon le poids corporel par rapport à la longueur, a chuté à des niveaux très faibles lorsque les masses d'eau se sont refroidies (Dutil *et coll.* 1999, Dutil et Lambert 2000). Des études en laboratoire ont montré que les niveaux de condition observés dans le nord du Golfe ont contribué à l'augmentation de la mortalité des morues adultes. Nous croyons donc que la piètre condition a contribué aux taux de mortalité naturelle accrus de la morue du nord du Golfe au milieu des années 1990, ce qui a précipité le déclin engendré par les pêches et grandement ralenti le rétablissement à la suite du moratoire. Les températures s'étant adoucies, la condition s'est améliorée et sa relation avec la mortalité semble avoir diminué. Cependant, l'exploitation continue du stock a empêché son rétablissement aux niveaux observés avant les années 1990 (Shelton *et coll.* 2006). Nous croyons que la relation entre la piètre condition et le taux de mortalité naturelle accru de la morue du sud du Golfe, si elle a existé, aurait été beaucoup plus faible (Swain *et coll.* 2011a). En effet, malgré les améliorations de la condition de septembre observées depuis le milieu des années 1980, la mortalité naturelle de la morue du sud du Golfe est demeurée élevée et le déclin continue en l'absence de pêche. Il semble de plus en plus évident que la prédation pourrait en être la cause (voir section 5.6).

Les températures au fond représentent l'un des éléments qui définissent l'habitat privilégié des espèces. Les changements à long terme dans l'épaisseur et la température minimale de la couche intermédiaire froide influencent la température au fond sur le plateau madelinien dans le sud du Golfe. Certaines années, la température des eaux profondes ne descendait pas sous 0°C avant septembre, alors que d'autres années, jusqu'à 25 000 km^2 de ces eaux profondes atteignaient ces températures. Cette différence a des conséquences sur la répartition et sans doute sur l'abondance d'un certain nombre d'espèces. Par exemple, le crabe des neiges préfère les eaux froides (de -1 à 3°C). Le refroidissement et l'expansion en superficie de la couche intermédiaire froide qui ont eu lieu de la fin des années 1980 au début des années 1990 pourraient avoir entraîné une expansion de la répartition des stocks et contribué aux grandes abondances pendant et après cette période (Chassé et Pettipas 2009, Hébert *et coll.* 2010), bien qu'aucun lien probant n'ait encore été établi en raison de la relation complexe entre la répartition et la productivité du crabe des neiges et la température (Sainte-Marie *et coll.* 2008, Burmeister et Sainte-Marie 2010). Pour donner un autre exemple, une relation négative entre la zone des eaux de fond dont la température est inférieure à 1°C et la probabilité de capturer des capelans selon le relevé au chalut du sud du Golfe suggère que les réchauffements sont liés soit à une augmentation de la population de capelans dans le Golfe, soit à un changement dans sa répartition, ou les deux (Grégoire *et coll.* 2004, F. Grégoire, IML, données non publiées).

Au niveau de la communauté, au milieu des années 1980, une succession d'étés au cours desquelles les eaux profondes de la couche intermédiaire étaient plus froides a entraîné une dominance accrue des espèces d'origine arctique et boréale dans le sud du Golfe (Benoît et Swain 2008) (fig. 5.5-5). De façon générale, la proportion relative (en nombre) de poissons appartenant aux espèces associées aux eaux arctiques capturées au cours du relevé annuel a varié inversement à la moyenne des températures de fond dans le sud du Golfe. L'effet présumé du changement de température dans la composition de la communauté différait des effets présumés importants de la pêche et de la prédation par les phoques gris. Pour certaines espèces comme le

crapaud polaire (*Cottunculus microps*), le chaboisseau arctique (*Myoxocephalus scorpioides*) et la morue arctique (*Boreogadus saida*), leur apparition soudaine lors du refroidissement des eaux dans les années 1990, ainsi que leur disparition lors du réchauffement des eaux, sont conformes à un changement dans la répartition. Pour d'autres, comme le flétan de l'Atlantique et le flétan du Groenland, des eaux plus froides coïncident avec une abondance accrue de jeunes poissons (par ex., Benoît *et coll.* 2003). À partir de la fin des années 1990, l'amélioration du recrutement, possiblement liée aux conditions environnementales, a contribué à l'augmentation des populations. Dans le nord du Golfe, l'augmentation de l'abondance de flétans du Groenland juvéniles depuis le début des années 1990 coïncidait avec la hausse de la biomasse de la crevette nordique, l'une de ses plus importantes proies (Savenkoff *et coll.* 2007b). Le flétan du Groenland a progressivement remplacé la morue et le sébaste en tant que principal prédateur de la crevette. Toutefois, comme le nombre accru de crevettes est lié aux conditions océanographiques favorables (Ouellet *et coll.* 2011), l'augmentation du nombre de flétans du Groenland peut, au moins en partie, constituer un effet indirect du climat. Cette question est traitée plus loin dans la présente section.

Des analyses ont récemment été entreprises afin d'examiner les tendances importantes de la composition de la communauté de poissons démersaux dans quatre régions écologiques distinctes du Golfe (fig. 5.5-6) au moyen d'une technique appelée « analyse des facteurs dynamiques » (Zuur *et coll.* 2003). Les analyses sont fondées sur les données provenant de la surveillance à long terme du Golfe à l'aide de relevés au chalut de fond (depuis 1990 dans le nord et 1971 dans le sud). Les résultats préliminaires suggèrent que, pour toutes les régions du nord du Golfe, la tendance générale de la variabilité de l'abondance (et de la biomasse) des espèces peut être divisée en deux principales tendances : les espèces associées à une importante augmentation avec le temps depuis le début des années 1990 jusqu'à aujourd'hui et les espèces associées à une chute rapide au début des années 1990 suivie d'une période plus ou moins stable, puis d'une augmentation au cours des dernières années (fig. 5.5-7). Bien que les tendances de variabilité dans le sud du Golfe se divisent plutôt en trois, ensemble, elles correspondent aux tendances du nord du Golfe pour la période débutant en 1990. Des corrélations ont été établies entre les séries chronologiques propres aux espèces et les tendances principales afin de cerner les espèces qui contribuent le plus à la variabilité générale des communautés. Dans les régions du nord du Golfe, on a observé des cas évidents de tendances au déclin, comme l'épuisement des populations de morue de l'Atlantique et de sébaste, et de tendances à la hausse, comme l'augmentation de la population de flétan du Groenland. De plus, dans les régions du nord du Golfe, des espèces non commerciales comme la raie épineuse (*Raja radiata*) et la raie à queue de velours (*Raja senta*) ont été associées à la tendance à la hausse alors que le grenadier du Grand Banc (*Nezumia bairdi*) et la merluche à longues nageoires (*Urophycis chesteri*) ont été associés à la tendance au déclin. De la même manière, dans le sud du Golfe, diverses espèces non commerciales ont été associées aux différentes tendances; par exemple, la lompénie tachetée, le chaboisseau à épines courtes (*Myoxocephalus scorpius*), la lompénie-serpent (*Lumpenus lampretaeformis*) ont été associés à la tendance à la hausse, et la loquette d'Amérique (*Zoarces americanus*) ainsi que l'hémitriptère atlantique (*Hemitripterus americanus*) ont plutôt été associés à la tendance au déclin. Ainsi, il semble que la pression de pêche n'est pas l'unique facteur (ou, du moins, pas directement) et que des forçages environnementaux peuvent expliquer les tendances générales de variabilité dans les communautés de poisson du golfe du Saint-Laurent. La cohérence des tendances dans les régions suggère l'influence possible de facteurs similaires; des analyses plus approfondies sont en cours pour les identifier. Les régions sont unies par des antécédents d'exploitation communs et par

certains changements communs de température survenus dans la couche intermédiaire froide ainsi que dans les eaux plus profondes.

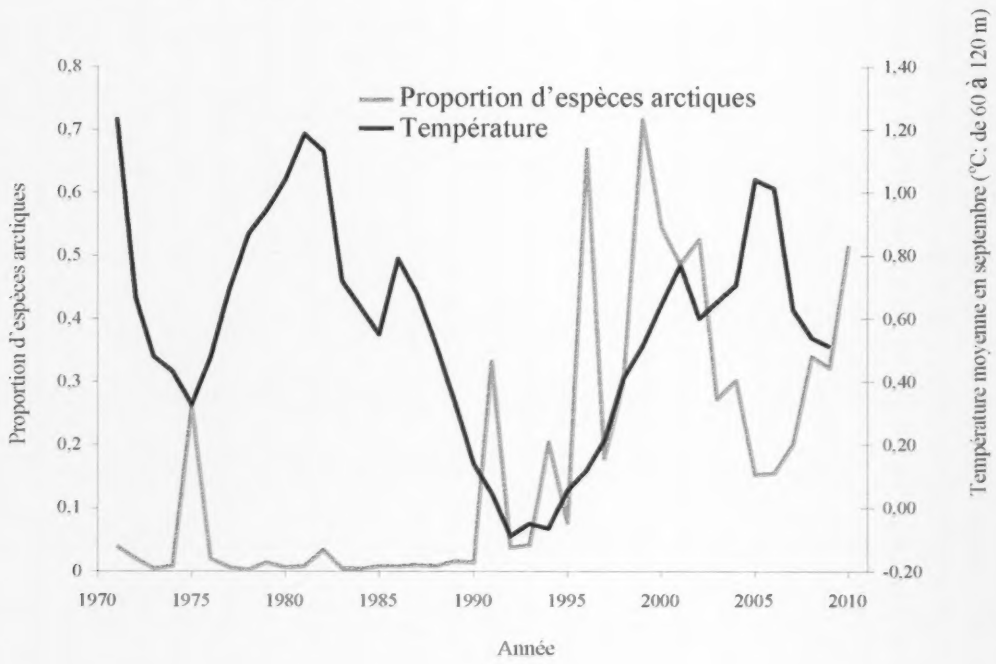

Figure 5.5-5. Tendances de la proportion du nombre de poissons capturés selon le relevé annuel de septembre du sud du Golfe qui proviennent d'espèces associées aux eaux arctiques et aux changements des températures de l'eau au fond en septembre à des profondeurs variant entre 60 et 120 m (en °C). Les fluctuations à court terme dans la série de températures ont été ajustées avant d'en effectuer le tracé à l'aide d'une moyenne mobile sur trois ans.

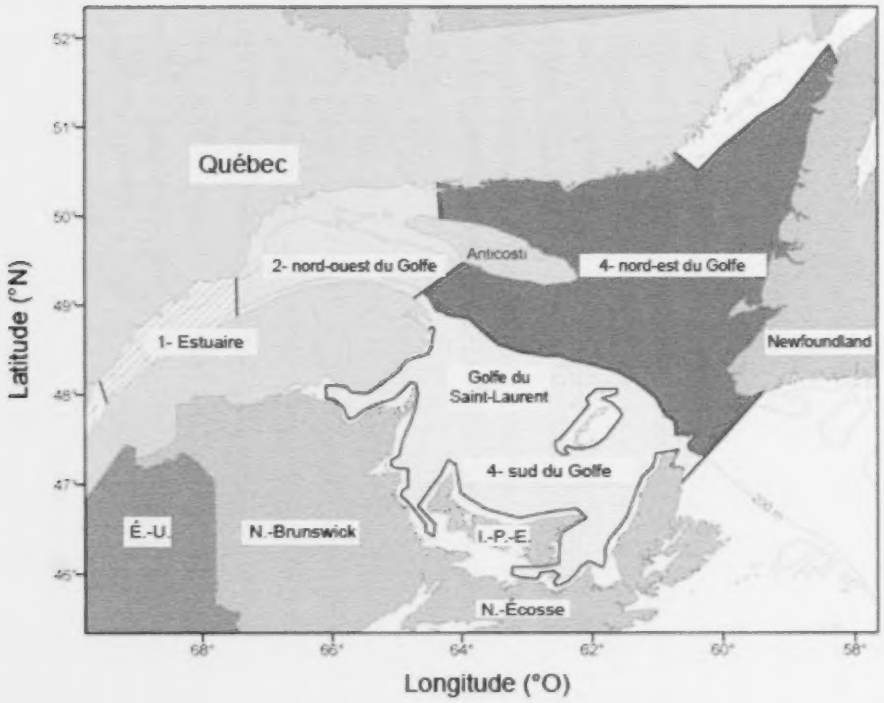

Figure 5.5-6. Système du Saint-Laurent divisé en quatre régions océanographiques.

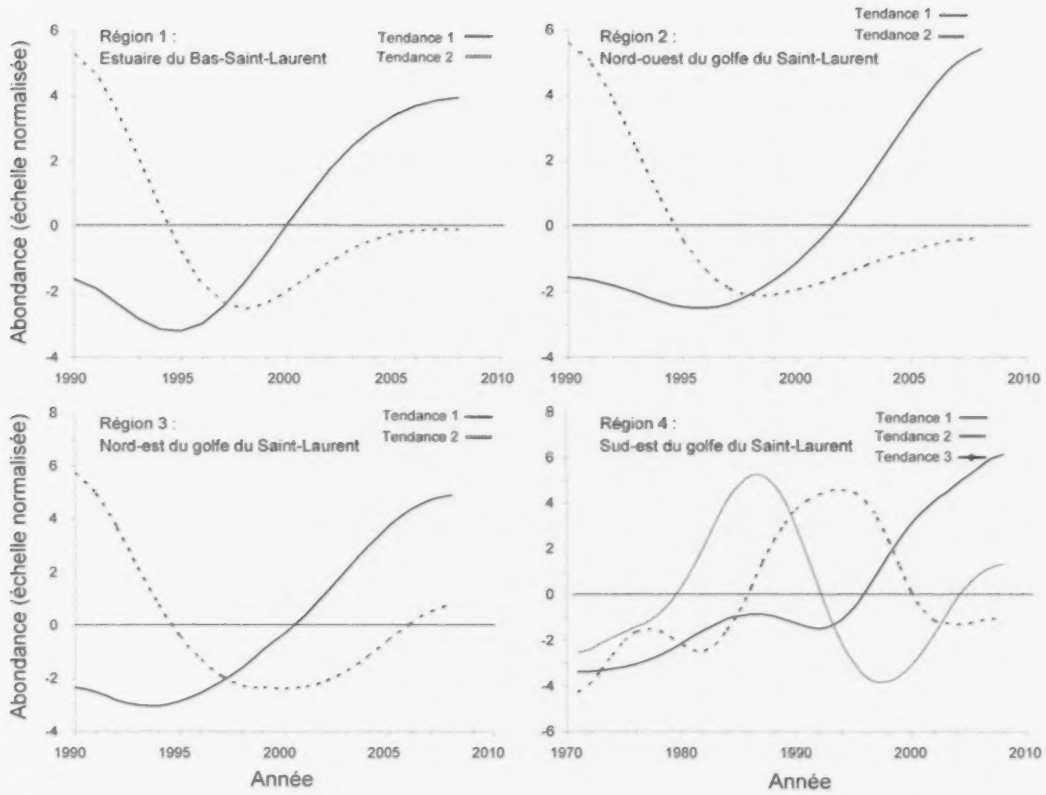

Figure 5.5-7. Illustration des tendances dominantes révélées par l'analyse des facteurs dynamiques de séries chronologiques des données d'abondance des espèces de poissons démersaux pour quatre régions du golfe du Saint-Laurent (des tendances similaires ont été extraites de la série chronologique des données sur la biomasse). Veuillez vous reporter au texte pour une discussion sur la contribution d'espèces précises à l'égard de ces tendances dans chaque région.

Tel qu'il est indiqué ci-après, des changements à long terme dans la température des eaux de surface ont également eu une incidence sur d'importantes ressources halieutiques du Golfe. Comme les tendances saisonnières et interannuelles des températures des couches de surface influent sur la période, la durée et l'intensité de la production du plancton, le recrutement des ressources halieutiques clés s'en trouve touché (par ex., Cushing 1990, Beaugrand *et coll.* 2003, Platt *et coll.* 2003). Ainsi, les conditions océanographiques printanières (la température de l'eau à la surface de la mer et la durée de l'efflorescence phytoplanctonique) sont des facteurs déterminants du succès du recrutement de la crevette nordique dans le nord du Golfe (Ouellet *et coll.* 2011). De même, le succès du recrutement du maquereau bleu et l'abondance de la population subséquente dépendent de la production d'espèces particulières de copépodes dans le sud du Golfe (Castonguay *et coll.* 2008) et, par le fait même, des conditions climatiques (océanographiques) régionales. Par exemple, les conditions de l'eau de surface

exceptionnellement chaudes que nous avons connues en 1999 ont entraîné la plus importante cohorte de maquereaux observée depuis le début de leur suivi en 1982.

Les tendances au réchauffement observées et projetées dans les eaux de surface du Golfe inciteront probablement certaines espèces sensibles à la température à quitter les eaux peu profondes qu'elles occupent actuellement. Par exemple, les températures excédant 23,5°C sont fatales pour les pétoncles géants (*Placopecten magellanicus*), comme le sont les hausses soudaines de la température à 20°C (Dickie 1958). De plus, à des températures élevées qui ne sont pas directement fatales pour les pétoncles, les risques de prédation de ces derniers par les crabes communs (*Cancer irroratus*) et les étoiles de mer communes (*Asterias vulgaris*) sont accrus (Barbeau et Scheibling 1994). Des mortalités massives de pétoncles liées à la température se sont fréquemment produites dans le sud-ouest du Golfe dans le passé (Dickie et Medcof 1963). En raison du réchauffement climatique, ce type de mortalité pourrait devenir plus courant dans les secteurs où la couche de surface chaude atteint le fond. La figure 5.5-8 est un exemple de conditions extrêmes montrant la plus chaude moyenne hebdomadaire de température de la surface de la mer enregistrée sur le plateau madelinien entre 1985 et 2000 et soulignant la possibilité que les eaux de surface aient déjà excédé 20°C. Il pourrait en résulter une transition de la répartition des pétoncles géants vers des eaux plus profondes et plus froides.

À l'opposé de la transition prévue dans la répartition des pétoncles, l'habitat des espèces recherchant les eaux plus chaudes et qui sont actuellement restreintes aux eaux côtières du Golfe, comme le homard, risque de s'agrandir dans les secteurs où un réchauffement est prévu. Les homards pourraient être vus dans les eaux plus profondes du Golfe dans le futur, comme c'est le cas actuellement dans les secteurs plus au sud de l'Atlantique Nord-Ouest.

Le réchauffement climatique rend difficile la prédiction des changements prévus au sein des espèces et des communautés marines du Golfe. En théorie, ils devraient comporter une combinaison des éléments suivants :
1) Le réchauffement aura probablement pour effet la perte d'habitat pour certaines espèces vivant actuellement dans le sud du Golfe (par ex., le crabe des neiges et le capelan) et la création d'un nouvel habitat pour les espèces actuellement peu abondantes vivant plus au sud ou qui ne vivent pas dans le Golfe (Parmesan et Yohe 2003). De nombreuses espèces benthiques sont associées à des types précis de fond et de relief sous-marins, et en conjonction avec des conditions thermiques appropriées dans le futur, des conséquences importantes tant sur la répartition que sur l'abondance sont à prévoir. Pour les espèces vivant actuellement dans le sud du Golfe et qui sont habituées aux températures plus chaudes, une transition pourrait avoir lieu vers des eaux plus profondes (par ex., Dulvy *et coll.* 2008) ou plus au nord (par ex., Perry *et coll.* 2005).
2) L'une des conséquences prévues du réchauffement de la planète est l'augmentation de la variabilité climatique qui, à son tour, risque d'augmenter la variabilité des indices vitaux (par ex., le recrutement, la mortalité, la croissance) sensibles à la température de l'eau et donc, la variabilité de l'abondance des espèces.
3) Les différents changements dans les habitats occupés par les espèces de façon saisonnière et le rendement des espèces lié à la température signifient que les relations écologiques entre les espèces (par ex., la relation prédateur-proie) pourraient également changer (par ex., Petchey *et coll.* 1999, 2010, Van der Putten *et coll.* 2010).
4) Le réchauffement continu et la réduction de la couverture hivernale de glace peuvent avoir des répercussions sur la période de floraison phytoplanctonique printanière, sur la phénologie (la

période, la durée et l'intensité) du cycle de production biologique, de même que sur le recrutement des espèces (par ex., la crevette nordique)., De tels effets indirects du réchauffement sont plus difficiles à prédire et peuvent avoir des répercussions plus importantes sur les communautés marines.

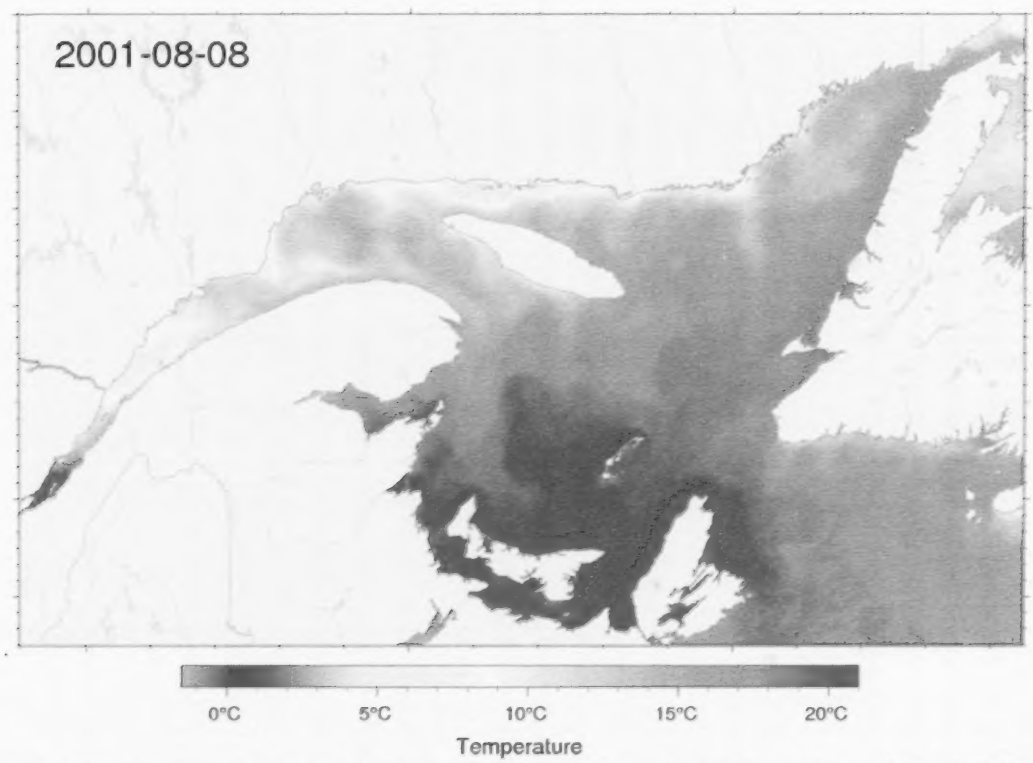

Figure 5.5-8. Moyennes sur une semaine de la température de surface du 8 au 14 août 2001, qui correspond à la semaine la plus chaude enregistrée sur le plateau madelinien entre 1985 et 2010. Remarquez la présence de températures excédant 20°C. Les données sont une gracieuseté de Pierre Larouche du laboratoire de télédétection de l'Institut Maurice-Lamontagne.

5.5.4 Principales directives relatives à l'élaboration des mesures de gestion liées aux changements futurs de température et leurs conséquences

D'un point de vue général, la vulnérabilité des pêches canadiennes aux changements climatiques est modérée et la capacité d'adaptation de la nation est élevée comparativement aux pays moins développés qui, eux, sont plus dépendants des pêches pour des fins de subsistance et d'exportation (Allison *et coll.* 2009). Les répercussions prévues des changements climatiques sur les communautés marines exploitées peuvent se résumer de façon générale par des changements de productivité des espèces et de variabilité des populations (Brander 2010, MacNeil *et*

coll. 2010). Les mécanismes sous-jacents à ces répercussions comprendront divers effets directs et indirects sur une quantité de facteurs physiques et chimiques comme la température, les mélanges verticaux, l'oxygène, le pH et la diminution de la glace de mer. Les conséquences précises d'un certain nombre de ces mécanismes sont abordées dans d'autres sections du présent rapport (voir les sections 5.1, 5.2 et 5.3).

Les changements climatiques pourraient occasionner la disparition de certaines pêches et la création de nouvelles grâce à la transition d'espèces vers le nord du Golfe. Des problèmes pourraient apparaître relativement à la répartition de ces nouvelles possibilités entre les collectivités entourant le Golfe (Brander 2010). De façon plus générale toutefois, les taux de changement dans la productivité pourraient rendre difficile l'établissement et la mise en place de taux d'exploitation durables. Ce pourrait être plus difficile encore si l'objectif était de maximiser le rendement soutenu d'espèces individuelles ou de communautés d'espèces. Par conséquent, des stratégies ayant des objectifs plus prudents pourraient s'avérer nécessaires afin de suivre les changements de productivité et de renforcer la résilience au sein des populations exploitées. L'un des éléments clés de cette résilience est le rétablissement d'une structure diversifiée dans l'âge des espèces dont l'espérance de vie était beaucoup plus longue auparavant (par ex., la morue, la merluche blanche, le sébaste) et le rétablissement de leur abondance. Ces deux éléments ont des effets stabilisants reconnus sur les populations, ce qui d'une part, contribue à l'amélioration de la prévisibilité interannuelle du rendement et d'autre part, réduit les risques d'effondrement ou d'extinction découlant de mortalités sporadiques ou d'échecs de recrutement.

En raison de la variabilité écologique accrue, de solides programmes de recherche seront nécessaires afin de suivre et de comprendre les changements. Ces activités de suivi et de recherche devront également être étroitement liées à des systèmes de gestion flexibles.

5.6 Impacts potentiels de la prédation par le phoque gris sur les populations de poissons démersaux du sud du Golfe (*H. Benoît, CPG et C. Savenkoff, IML*)

5.6.1 Aperçu

Au début des années 1990, plusieurs populations de gros poissons de fond du golfe du Saint-Laurent se sont effondrées sans montrer un quelconque signe de rétablissement, même aujourd'hui (par ex., la morue de l'Atlantique [*Gadus morhua*], la merluche blanche [*Urophycis tenuis*], le sébaste [*Sebastes* spp.]). D'autres populations sont en déclin continuel depuis les années 1980 (par ex., la plie canadienne [*Hippoglossoides platessoides*], la raie épineuse [*Raja radiata*], la raie tachetée [*Leucoraja ocellata*] et l'aiguillat noir [*Centroscyllium fabricii*]). Le déclin continu d'un certain nombre de ces populations est tel que le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a déterminé que la raie tachetée, la morue de l'Atlantique et la plie canadienne présentent des risques accrus de disparition (http://www.cosewic.gc.ca/). Bien que la surpêche pratiquée au cours des années 1980 et au début des années 1990 soit la principale cause de l'épuisement des stocks de morue et un important facteur du déclin d'autres espèces dans le sud et le nord du Golfe, ces stocks de poissons de fond ont très peu été exploités commercialement depuis le milieu des années 1990 (par ex. fig. 5.5-3). À l'exception peut-être de la morue du nord du Golfe, des facteurs autres que les effets directs de

la pêche et des changements environnementaux sont donc grandement responsables du non-rétablissement ou du déclin continu.

La prédation par les phoques a été suggérée comme un important facteur du non-rétablissement des populations de poissons de fond épuisées partout dans l'Atlantique Nord-Ouest (MPO 2008b, 2009d, Bundy *et coll.* 2010). Les éléments de preuve pouvant appuyer cette hypothèse varient selon la région. Ici, nous mettons l'accent précisément sur les répercussions possibles de la prédation des poissons de fond du sud du Golfe par les phoques gris pour deux raisons. D'abord, les éléments de preuve appuyant et contredisant ces répercussions ont récemment fait l'objet d'examens approfondis et les conséquences possibles de mesures de gestion précises ont été explorées (MPO 2011d). Ensuite, le problème de la mortalité naturelle accrue (c.-à-d. non liée à la pêche) chez les poissons de fond du sud du Golfe est particulièrement grave.

5.6.2 Forces motrices et pressions – changements dans l'abondance des phoques et dans la vulnérabilité des poissons

Comme indiqué dans la section 5.3.1, les quatre espèces communes de pinnipèdes qui vivent dans le Golfe pendant au moins une partie de l'année sont le phoque commun (*Phoca vitulina*), le phoque gris (*Halichoerus grypus*), le phoque du Groenland (*Pagophilus groenlandicus*) et le phoque à capuchon (*Cystophora cristata*). L'abondance d'au moins trois de ces espèces connaît une hausse depuis les années 1960 dans l'Atlantique Nord-Ouest (les tendances au sujet du phoque commun ne sont pas disponibles). Les phoques du Groenland et à capuchon vivent dans le sud du Golfe uniquement pendant l'hiver et au début du printemps et ne s'y nourrissent probablement que très peu (Hammill et Stenson 2000). Quant aux phoques communs, ils vivent dans le secteur à l'année, mais ne sont pas très abondants et se nourrissent principalement de petits poissons le long des côtes. Ils ne sont donc pas considérés comme importants dans l'augmentation de la mortalité naturelle chez les gros poissons de fond.

Les phoques gris sont de loin les plus nombreux à se nourrir dans le sud du Golfe (Hammill et Stenson 2000). Leur abondance dans le Canada atlantique a connu une hausse depuis les 50 dernières années, passant de 13 000 en 1960 à plus de 350 000 en 2010 (fig. 5.6-1; MPO 2011d, Thomas *et coll.* 2011). De 60 000 à 70 000 phoques gris de l'Atlantique Nord-Ouest se reproduisent dans le Golfe et se déplacent à l'intérieur et à l'extérieur de celui-ci; il est estimé que 100 000 phoques gris passent au moins une partie de l'année dans le sud du Golfe (Benoît *et coll.* 2011a). Leur régime se compose presque exclusivement de poisson (Hammill *et coll.* 2007), et, en moyenne, un phoque gris peut consommer entre une et deux tonnes et demie de proies par année, selon la teneur en énergie de la proie (MPO 2011d). Bien que la composition exacte de l'alimentation des phoques gris dans le sud du Golfe comporte des incertitudes considérables, ces derniers consomment sans aucun doute de gros poissons de fond et en font peut-être leur mets de prédilection (MPO 2011d).

Les facteurs expliquant la hausse de la population des phoques gris dans l'Atlantique Nord-Ouest sont mal compris. Au cours du 19^{e} siècle et au début du 20^{e} siècle, le phoque gris était chassé à un point tel que l'espèce était considérée comme rare (Davies 1957, Chantraine 1980). Depuis les années 1970, leur nombre a augmenté de façon considérable et plusieurs raisons peuvent expliquer cette hausse. Premièrement, le nombre d'humains a grandement diminué sur l'île de

Sable et, plus récemment, sur les autres petites îles (notamment en raison de la fermeture de phares), ce qui aurait réduit le harcèlement et laissé les principales plages libres pour la mise bas. Deuxièmement, l'abondance des prédateurs de phoques gris, par ex. les requins, est réduite à de très faibles niveaux (Brodie et Beck 1983, Baum *et coll.* 2003). La disparition du morse de l'Atlantique au cours du 18^{e} siècle a éliminé un ancien prédateur des jeunes phoques gris et un concurrent pour les échoueries et les sites de mise bas pour les adultes (c.-à-d. libéré une niche). Troisièmement, la pression de la chasse a diminué suite à l'élimination des programmes de primes et d'abattage des phoques.

Une hausse de l'abondance des prédateurs n'est pas l'unique facteur contribuant à la vulnérabilité accrue des populations de poissons à la prédation. Pour une densité de prédateurs donnée, les taux de mortalité des proies sont généralement inversement proportionnels à l'abondance de ces dernières (Gascoigne et Lipcius 2004). Il s'agit d'un élément important du phénomène de la fosse aux prédateurs, selon lequel la probabilité de prédation diminue au-delà et en deçà d'un niveau intermédiaire d'abondance des proies et où le niveau de prédation (c.-à-d. la profondeur de la fosse) dépend aussi de l'abondance des prédateurs. Conséquemment, l'épuisement des stocks causé par la pêche pourrait avoir contribué à l'accroissement de la vulnérabilité en augmentant les taux de mortalité par prédation. De plus, la pêche dans le sud du Golfe, tout comme ailleurs, a généralement éliminé les plus gros poissons des populations, ce qui a mené à la troncation de la composition en taille des stocks. Le « refuge » que représente une grande taille et qui protège les poissons plus vieux, et souvent plus féconds serait ainsi disparu dans de nombreuses populations au profit des tailles préférées par les phoques gris. La longue cohabitation apparente des phoques et des poissons comme la morue avant l'exploitation élevée à la fin du siècle dernier pourrait donc être attribuable aux faibles taux de prédation résultant de la grande abondance des stocks et de l'existence du refuge que les grandes tailles offrent contre la prédation (Chantraine 1980, Lear 1988, Lavigueur et Hammill 1993).

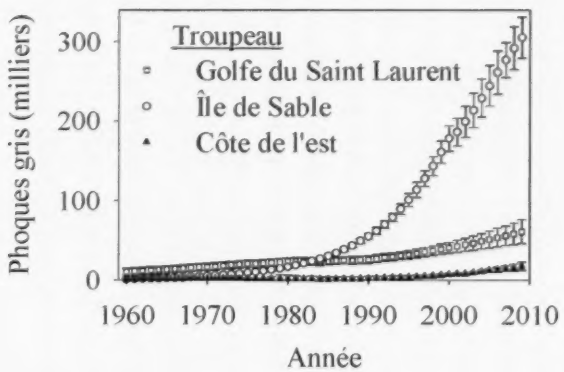

Figure 5.6-1. Trajectoires (moyenne ± intervalle de confiance de 95 %) de la population totale des trois troupeaux de phoques gris dans l'Est du Canada (MPO 2011d).

5.6.3 Impact – preuve de mortalité élevée représentant un risque accru de disparition chez les gros poissons démersaux

Les tendances dans les taux de mortalité des poissons marins du sud du golfe du Saint-Laurent se caractérisent par une diminution chez les petits poissons et une augmentation chez les plus gros (généralement plus de 40 cm) depuis les années 1980 (fig. 5.6-2; Benoît et Swain 2011). Le déclin dans le taux de mortalité des petits poissons concerne autant les espèces de petite taille que les petits poissons d'espèces de grandes tailles. Cette tendance concorde avec la diminution de la prédation qui s'est produite en même temps que celle de l'abondance des plus gros poissons de fond prédateurs (Savenkoff *et coll.* 2007c, Benoît et Swain 2008). En ce qui concerne les poissons plus gros, l'augmentation des taux de mortalité naturelle (non liée à la pêche) est importante et se manifeste chez un large éventail d'espèces (Benoît et Swain 2011). Depuis le début des années 1980, les taux annuels de mortalité naturelle de la morue et de la merluche blanche adultes du sud du Golfe ont environ quintuplé, alors que ceux de la raie tachetée y ont pratiquement octuplé (fig. 5.6-2; Swain *et coll.* 2009a, b, Benoît *et coll.* 2011b). Depuis les années 1970, les taux de mortalité totaux (naturelle et liée à la pêche) de la raie épineuse et de la raie lisse adultes ont doublé ou triplé, malgré le déclin de la mortalité attribuable à la pêche en raison de la diminution de l'effort de pêche au poisson de fond. Ces populations risquent donc la disparition (l'extinction locale) d'ici quelques décennies, même en l'absence de mortalité causée par la pêche, à moins que leur productivité augmente (Swain et Chouinard 2008, Swain *et coll.* 2009a, Benoît *et coll.* 2011b). Comme il semble que la raie tachetée du sud du Golfe constitue une espèce distincte (voir la discussion à ce sujet dans Benoît *et coll.* 2011b), leur disparition de l'écosystème pourrait mener à l'extinction de l'espèce.

Les causes de la mortalité naturelle accrue chez les gros poissons démersaux du sud du golfe du Saint-Laurent ne sont pas bien établies. Des éléments de preuve concernant certaines hypothèses visant à expliquer ces taux de mortalité, notamment la maladie, la famine et la prédation, y ont été examinés chez la morue de l'Atlantique, la merluche blanche et la raie tachetée (Benoît *et coll.* 2011b, Swain *et coll.* 2011b). Bien que toutes les hypothèses n'aient pas fait l'objet d'examens rigoureux en raison du manque de données, tout porte à croire que la prédation par les phoques gris ait largement contribué à l'accroissement de la mortalité (MPO 2011d). Parmi les sources de données existantes, il a été constaté que les tendances relatives à la mortalité concordent avec la hausse des populations de phoques, qu'il y a une similitude dans les tendances de l'abondance de la majorité des espèces constituant des proies pour les phoques, que les poissons s'éloignent des secteurs fréquentés par les phoques. Enfin, les calculs confirment que les besoins alimentaires des phoques coïncident suffisamment dans le temps et l'espace avec les stocks de proies pour expliquer les taux de mortalité naturelle accrus pour au moins trois espèces de poissons (fig. 5.6-2).

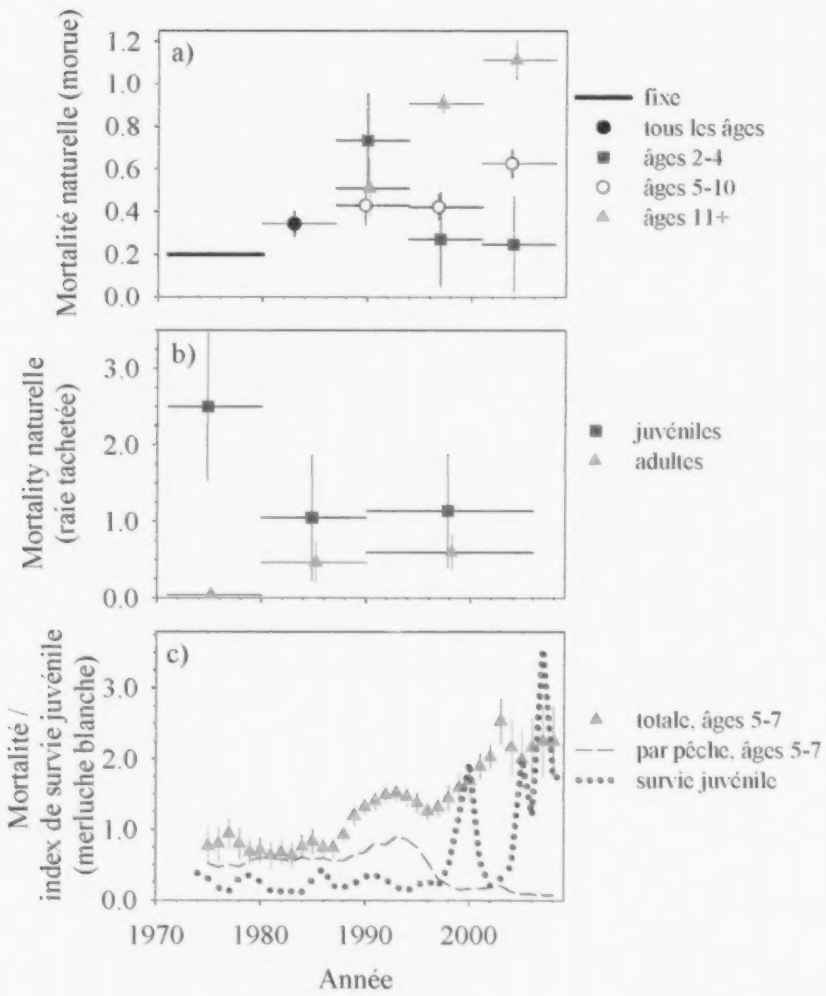

Figure 5.6-2. Tendances de la mortalité en fonction de l'âge et du stade de développement de trois espèces de poissons marins du sud du golfe du Saint-Laurent. (A) Tendances liées à l'âge de la mortalité naturelle de la morue (moyenne ± 2 écarts-types ; redessinée de Swain *et coll.* 2009b). On a estimé la mortalité naturelle dans des blocs d'années (indiqués par les lignes horizontales), en supposant un taux fixe de 1971 à 1979 et en estimant un taux commun pour les divers âges pour 1980 à 1986 (pour en savoir davantage, voir Swain *et coll.* 2009b). (B) Estimations, liées au stade de développement, de la mortalité naturelle de la raie tachetée (moyenne ± intervalle de percentile de 95%) dans des blocs d'années d'environ une décennie (lignes horizontales) (Swain *et coll.* 2009a). (C) Indice de survie des juvéniles (ligne pointillée) et mortalité totale à 5–7 ans (triangles : moyenne ± 2 écarts types) et mortalité par pêche (ligne tiretée) pour la merluche blanche (Benoît *et coll.* données non publiées).

5.6.4 Principales directives relatives à l'élaboration des mesures de gestion et à leurs conséquences

Selon les conclusions d'une analyse informelle de risque effectuée dans le cadre du processus de consultation de 2010 sur les impacts du phoque gris, les risques concernant la disparition possible de la morue, de la merluche blanche et de la raie tachetée du sud du Golfe, semblent être réduits au minimum lorsque le nombre de phoques gris est diminué (MPO 2011d). Les diminutions ne devraient pas poser un risque pour la conservation de la population de phoques gris proprement dite, mais elles sont susceptibles de générer de fortes réactions dans certains segments de la société, comme les organisations de défense des droits des animaux. Les auteurs de l'analyse ont reconnu la possibilité que les réductions de phoques puissent avoir des effets imprévus sur l'écosystème. Cependant, selon les résultats préliminaires de modélisation écosystémique en cours, le risque et la gravité des effets imprévus sur la morue et les autres poissons de fond seraient faibles (Morissette et Hammill 2011). Au fur et à mesure du rétablissement de la morue, cette dernière pourrait regagner son rôle de principal prédateur du poisson dans le système, ce qui pourrait influer ensuite sur la dynamique des populations de ses proies et de ses compétiteurs.

Il y a deux options principales pour contrôler la taille de la population de phoques gris : la stérilisation des adultes et la chasse. Une troisième option, le rétablissement des populations de prédateurs naturels du phoque, comme les requins, à un niveau où ils peuvent contrôler l'abondance des phoques, serait une des approches les plus durables à long terme, mais elle ne remédie pas au risque actuel de disparition des populations de poisson (Lessard *et coll.* 2005). Une quatrième option, rétablir les populations de poissons à un niveau et à une taille qui diminue leur vulnérabilité aux effets néfastes de la prédation, ne serait viable que si leur productivité augmentait fortement sur une période prolongée (c.-à-d. diminution soutenue de leur mortalité naturelle).

Au cours du processus de consultation de 2010, on a estimé que la stérilisation n'était pas une démarche à favoriser pour contrôler l'abondance du phoque gris, les avantages éventuels pour les populations de poissons en risque de disparition pouvant ne pas se réaliser à temps pour inverser les tendances; en effet, les phoques gris peuvent vivre 40 ans ou plus. La stérilisation est une option viable pour stabiliser la taille de la population à moyen terme seulement. L'élimination par la chasse a donc fait l'objet de discussions comme principale option de contrôle de la population.

Il est impossible de déterminer de manière fiable l'importance de la réduction du nombre de phoques gris qui est nécessaire pour permettre le rétablissement de la morue et des autres espèces, surtout parce qu'on ignore essentiellement la composition du régime alimentaire des phoques. On a donc utilisé des modèles différents fondés sur diverses hypothèses (Benoît *et coll.* 2011b, Swain *et coll.* 2011c). Compte tenu d'un certain ensemble d'hypothèses conformes à de multiples sources de données qui font croire à un effet prédominant de la prédation par les phoques, il faut des réductions de l'ordre de 70 % (soit jusqu'à 30 000 phoques en quête de nourriture dans le Golfe) afin de permettre le rétablissement de la morue, de la raie tachetée et de la merluche blanche dans le sud du Golfe (MPO 2011d). De plus, il faut réduire la production annuelle de petits phoques afin de stabiliser l'abondance des phoques gris. Si certains phoques se spécialisent dans la prédation de la morue et qu'ils sont ciblés pour l'abattage (par ex., des phoques gris mâles dans des secteurs de fort chevauchement avec la morue, comme le détroit de Cabot en hiver), alors les abattages requis seraient beaucoup plus faibles. De même, en ciblant les

phoques gris qui se nourrissent dans des zones où s'assemblent les raies tachetées ou les merluches blanches (détroit de Northumberland, chenal Laurentien), il faudrait vraisemblablement recourir beaucoup moins à l'abattage pour obtenir des réductions comparables dans les taux de mortalité.

Pour être efficace, un programme de lutte à la prédation nécessite des énoncés clairs des objectifs et l'emploi de mesures de rendement qui fournissent une estimation quantitative du degré d'atteinte de ces objectifs et de la réalisation des avantages. On a préparé des directives pour y parvenir (MPO 2011d, Hammill et Swain 2011). Compte tenu des très fortes incertitudes concernant la structure et la dynamique du réseau alimentaire dans le Golfe, il est impossible de prédire avec fiabilité les résultats d'un tel programme qui devrait se dérouler dans un cadre de gestion adaptatif. De plus, la chasse ferait l'objet d'une acceptabilité sociétale nettement améliorée si elle était entreprise sous forme d'une récolte axée sur une gestion durable (MPO 2011d).

La réussite du rétablissement des populations de gros poissons de fond à des niveaux observés il y a 30 ans ou plus aura vraisemblablement sur l'écosystème des répercussions qui seront également importantes pour l'industrie de la pêche. Avant les années 1990, la morue était le prédateur dominant dans l'écosystème du Golfe. Au début des années 1990, l'effondrement des populations de morues et des autres poissons de fond prédateurs, comme la merluche blanche et le sébaste, a entraîné une diminution de la prédation non seulement pour les poissons plus petits, tel que mentionné ci-dessus, mais a vraisemblablement contribué également à une augmentation des populations d'invertébrés d'importance commerciale, comme la crevette (Worm et Myers 2003; voir également la section 5.5 du présent rapport). Il peut être impossible d'atteindre de manière simultanée et durable des rendements élevés pour les poissons de fond, comme dans les années 1980, et les rendements actuels de ces espèces d'invertébrés et de poissons qui sont des proies importantes pour les poissons de fond. Ces compromis doivent être explicitement reconnus et doivent informer les décisions sur les objectifs de conservation pour les pêches commerciales.

6. CONCLUSION

Le système de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent (EGSL) évolue en réaction au forçage environnemental, mais également aux activités humaines. Les répercussions du changement climatique exacerbent ces changements, mais elles sont encore difficiles à distinguer de la variabilité naturelle d'une année à l'autre ou sur de plus longues périodes. Le présent rapport porte surtout sur certains effets nuisibles et sur l'atténuation possible d'agents environnementaux sélectionnés, identifiés en collaboration avec le secteur des Océans du MPO. Comme il est indiqué à la section 5.0, certains changements amélioreront les produits et services des écosystèmes pour la société, tandis que d'autres auront un effet neutre ou nuisible. Par exemple, de nouvelles espèces aquatiques qui entrent dans l'EGSL à la suite de changements environnementaux peuvent combler des niches qui ont été libérées par des espèces surexploitées ou qui ont elles-mêmes été déplacées par les changements environnementaux, ou encore, qui peuvent occuper de nouvelles niches. Malgré une réglementation croissante, les introductions non intentionnelles facilitées par l'homme se poursuivront vraisemblablement. Les mesures de

contrôle mises en place récemment peuvent empêcher que certaines espèces non indigènes ne deviennent envahissantes et, même si les espèces aquatiques envahissantes représentent généralement une menace pour la santé de l'écosystème (section 5.4), certaines espèces introduites peuvent constituer des exceptions encore imprévues. On prédit que l'habitat de certaines espèces importantes exploitées commercialement, comme le pétoncle et le crabe des neiges, connaîtra des changements et peut-être une dégradation éventuelle; cependant, les répercussions sur d'autres espèces, comme le homard et le maquereau, devraient être contraires (section 5.5). Le cas de la morue de l'Atlantique illustre bien la difficulté de prédire les tendances et d'élaborer des mesures d'atténuation. Même si l'on prévoit que les conditions environnementales seront favorables à la morue, elles peuvent également donner lieu à une plus grande abondance des principaux prédateurs, comme le phoque (section 5.3), d'où la recommandation d'une stratégie de pêche ayant des objectifs plus prudents (section 5.5), et la nécessité d'élaborer une approche écosystémique à l'exploitation qui tient compte explicitement des interactions trophiques (section 5.6). L'exploitation de la ressource devra être faite avec plus de précautions étant donné les phénomènes nettement nuisibles, comme l'hypoxie (section 5.1) et l'acidification (section 5.2). Compte tenu de la complexité de ces interactions et de l'obligation commune de gérer les activités liées aux océans d'une façon qui préserve la santé écologique des océans tout en permettant une exploitation durable, les experts des sciences naturelles et du domaine socioéconomique doivent unir leurs forces à celles des gestionnaires pour suivre les importants changements des écosystèmes, en évaluer les causes et déterminer les mesures de gestion permettant d'atténuer les répercussions nuisibles prévues.

Le présent rapport est le résultat de travaux exécutés en collaboration par les océanographes et gestionnaires en vue d'améliorer la gestion de la zone étendue de gestion des océans (ZÉGO) du golfe du Saint-Laurent. Les futurs rapports sur l'état des océans porteront vraisemblablement de plus en plus sur une partie importante de l'EGSL qui a été essentiellement omise de la présente discussion, la zone côtière. Des thèmes importants qui n'ont pas été traités dans le présent rapport sont également susceptibles d'attirer plus d'attention, comme les contaminants et l'érosion côtière. On reviendra sans doute davantage sur les risques et les vulnérabilités associés aux activités humaines et aux changements touchant les écosystèmes. De plus, une fois qu'auront été prises les mesures de gestion en vue de tenir compte des effets environnementaux comme ceux décrits dans le présent rapport, et qu'auront été recueillies suffisamment de données pour permettre aux scientifiques de distinguer entre les effets éventuels des interventions humaines et la variabilité naturelle, les rapports sur l'état des océans constitueront de plus en plus le moyen de documenter l'efficacité des mesures.

7. REMERCIEMENTS

Ce rapport a bénéficié du soutien du programme Santé des océans (SdO), de Pêches et Océans Canada. Roland Cormier et Marc Ouellette ont participé à l'élaboration et à la rédaction du texte de la section 4. Nous sommes sensibles à la valeur de leurs opinions sur la structure, le contenu et l'objet de rapports efficaces sur l'état des océans. Nous sommes reconnaissants envers des collègues qui ont mis des données à notre disposition pour ce manuscrit. Nous sommes également reconnaissants envers Roland Cormier (CPG), Mark Hanson (CPG), Bernard Sainte-Marie (IML) et Jacques Trottier (IML) pour leurs commentaires judicieux sur le manuscrit. Notre gratitude va à Jean-François St-Pierre pour sa relecture du manuscrit.

8. RÉFÉRENCES

Alexander, D.W., Sooley, D.R., Mullins, C.C., Chiasson, M.I., Cabana, A.M., Klvana, I. et Brennan, J.A. 2010. Gulf of St. Lawrence: Human systems overview report. Oceans, Habitat et Species at Risk Publication Series, Newfoundland et Labrador Region. 0002: xiv + 154 pp.

Allison, E.H., Perry, A.L., Badjeck, M.-C., Neil Adger, W., Brown, K., Conway, D., Halls, A.S., Pilling, G.M., Reynolds, J.D., Andrew, N.L. et Dulvy, N.K. 2009. Vulnerability of national economies to the impacts of climate change on fisheries. Fish Fish. 10: 173–196.

AMEC Earth et Environmental. 2007. Rapport d'examen et de l'ecosysteme du detroit de Northumberland : rapport final, Pêches et Océans Canada, Moncton, NB. 252 pp.

Anderson, C.N.K., Hseih, C.-H., Sandin, S.A., Hewitt, R., Hollowed, A.B., Beddington, J.R., May, R.M. et Sugihara, G. 2008. Why fishing magnifies fluctuations in fish abundance. Nature 452: 835–839.

Armstrong, R.A., Lee, C., Hedges, J.I., Honjo, S. et Wakeham, S.G. 2002. A new mechanistic model for organic carbon fluxes in the ocean based on the quantitative association of POC with ballast minerals. Deep-Sea Res. II 49: 219–236.

Attrill, M.J. et Power, M. 2002. Climatic influence on a marine fish assemblage. Nature 417: 275–278.

Bajzak, C., Hammill, M.O., Stenson, G.B. et Prinsenberg, S. 2011. Drifting away: implications of changes in ice conditions for a packice-breeding phocid, the harp seal (*Pagophilus groenlandicus)*. Can. J. Zool. 89: 1050–1062.

Barbeau, M.A. et Scheibling, R.E. 1994. Temperature effects on predation of juvenile sea scallops (*Placopecten magellanicus* (Gmelin)) by sea stars (*Asterias vulgaris* Verrill) and crabs (*Cancer irroratus* Say). J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 182: 27–47.

Barker, S., Higgins, J.A. et Elderfield, H. 2003. The future of the carbon cycle: review, calcification response, ballast and feedback on atmospheric CO_2. Philos. Trans. R. Soc. Lond. A 361: 1977–1998.

Baum, J.K., Myers, R.A., Kehler, D.G., Worm, B., Harley, S.J. et Doherty, P.A. 2003. Collapse et conservation of shark populations in the Northwest Atlantic. Science 299: 389–392.

Beaugrand, G., Brander, K.M., Lindley, J.A., Souissi, S. et Reid, P.C. 2003. Plankton effect on cod recruitment in the North Sea. Nature 426: 661–664.

Bell, H.P. et MacFarlane, C.I. 1933. The marine algae of the Maritime Provinces of Canada. I. List of species with their distribution and prevalence. Can. J. Res. 9: 265–279.

Belley, R., Archambault, P., Sundby, B., Gilbert, F. et Gagnon, J.-M. 2010. Effects of hypoxia on benthic macrofauna and bioturbation in the Estuary and Gulf of St. Lawrence, Canada. Cont. Shelf Res. 30: 1302–1313.

Beman, J.M., Chow, C.-E., King, A.L., Feng, Y., Fuhrman, J.A., Andersson, A., Bates, N.R., Popp, B.N. et Hutchins, D.A. 2011. Global declines in oceanic nitrification rates as a consequence of ocean acidification. Proc. Nat. Acad. Sci. 108: 208–213.

Beniash, E., Ivanina, A., Lieb, N.S., Kurochkin, I. et Sokolova, I.M. 2010. Elevated level of carbon dioxide affects metabolism and shell formation in oysters *Crassostrea virginica*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 419: 95–108.

Bennett, W.A., Roinestad, K., Rogers-Bennett, l., Kaufman, L., Wilson-Vandenberg, D. et Heneman, B. 2004. Inverse regional responses to climate change and fishing intensity by the recreational rockfish (*Sebastes* spp.) fishery in California. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 61: 2499–2510.

Benoît, H.P. et Swain, D.P. 2008. Impacts of environmental change and direct and indirect harvesting effects on the dynamics of a marine fish community. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 65: 2088–2104.

Benoît, H.P. et Swain, D.P. 2011. Variations de la mortalité liée à la taille dans la communauté marine de poissons du sud du golfe du Saint-Laurent. Secr. can. de consult. sci. du MPO, doc de rech. 2011/039 : iv + 22 p.

Benoît, H.P., Abgrall, M.-J. et Swain, D.P. 2003. An assessment of the general status of marine and diadromous fish species in the southern Gulf of St. Lawrence based on annual bottom-trawl surveys (1971-2002). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2472: 183 pp.

Benoît, H.P., Swain, D.P. et Hammill, M.O. 2011b. Une analyse de risque des effets possibles d'une réduction sélective ou non-sélective de l'abondance du phoque gris sur le statut de conservation de deux espèces à risque de disparaître, la merluche blanche et la raie tachetée du sud du golfe du Saint-Laurent. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2011/033 : iv + 28 p.

Benoît, H.P., Swain, D.P. et Hammill, M.O. 2011a. Chevauchement spatial de la morue et du phoque gris du sud du golfe du Saint-Laurent selon les saisons, incluant une discussion sur les sources d'erreur et les biais possibles. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2011/018 : iv + 16 p.

Bequaert, J. 1943. The genus *Littorina* in the Western Atlantic. Johnsonia 1: 1–28.

Bernier, R. et Locke, A. 2006. New record of *Penilia avirostris* Dana, 1849 (Cladocera) in the Gulf of St. Lawrence. Crustaceana 79: 949–959.

Bianchi, G., Gislason, H., Graham, K., Hill, L., Jin, X., Koranteng, K., Manickchand-Heileman, S., Payá, I., Sainsbury, K.J., Sanchez, F. et Zwanenburg, K. 2000. Impacts of fishing on size composition and diversity of demersal fish communities. ICES J. Mar. Sci. 57: 558–571.

Boulva, J. et McLaren, I.A. 1980. Biologie du phoque commun, *Phoca vitulina*, de l'Est du Canada. Bull. Off. Rech. Pêch. Can. 200F Can. 200: 1–28.

Bourdages, H., Archambault, D., Bernier, B., Fréchet, A., Gauthier, J., Grégoire, F., Lambert, J. et Savard, L. 2010. Résultats préliminaires du relevé multidisciplinaire de poissons de fond et de crevette d'août 2003 dans le nord du golfe du Saint-Laurent. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2010/107 : vi + 92 p.

Bourque, M. 2009. Variation spatio-temporelle de la macrofaune endobenthique dans la zone profonde du Saint-Laurent (Québec, Canada) en relation avec les conditions environnementales. Thèse de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, xi + 94 p.

Brander, K. 2010. Impacts of climate change on fisheries. J. Mar. Syst. 79: 389–402.

Brodie, P. et Beck, B. 1983. Predation by sharks on the grey seal (*Halichoerus grypus*) in eastern Canada. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 267–271.

Brown, C.W. et Yoder, J. A. 1994. Distribution pattern of coccolithophorid blooms in the western North Atlantic Ocean. Cont. Shelf Res. 14: 175–197.

Brunel, P., Bossé, L. et Lamarche, G. 1998. Catalogue des invertébrés marins de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Publ. spéc. can. sci. halieut. aquat. 126: 405 pp.

Bundy, A., Heymans, J.J., Morissette, L. et Savenkoff, C. 2010. Seals, cod and forage fish: A comparative exploration of variations in the theme of stock collapse and ecosystem change in four Northwest Atlantic ecosystems. Prog. Oceanogr. 81: 188–206.

Burkhardt, S., Amoroso, G., Riebesell, U. et Sültemeyer, D. 2001. CO_2 and HCO_3-uptake in marine diatoms acclimated to different CO_2 concentrations. Limnol. Oceanogr. 46: 1378–1391.

Burmeister, A. et Sainte-Marie, B. 2010. Patterns and causes of a temperature-dependent gradient of size at terminal moult in snow crab (*Chionoecetes opilio*) along West Greenland. Polar Biol. 33: 775–788.

Burns, J.M., Skomp, N., Bishop, N., Lestyk, K. et Hammill, M.O. 2010. Development of aerobic and anaerobic metabolism in cardiac and skeletal muscles from harp and hooded seals. J. Exp. Biol. 213: 740–748.

Cai, W.-J., Hu, X., Huang, W.-J., Murrell, M.C., Lehrter, J.C., Lohrenz, S.E., Chou, W.-C., Zhai, W., Hollibaugh, J.T., Wang, Y., Zhao, P., Guo, X., Gundersen, K., Dai, M. et Gong, G.-C. 2011. Acidification of subsurface coastal waters enhanced by eutrophication. Nature Geoscience 4: 766–770.

Caldeira, K. et Wickett, M.E. 2005. Ocean model predictions of chemistry changes from carbon dioxide emissions to the atmosphere and ocean. J. Geophys. Res. 110: C09S04.

Cardoso, A.C., Cochrane, S., Doerner, H., Ferreira, J.G., Galgani, F., Hagebro, C., Hanke, G., Hoepffner, N., Keizer, P.D., Law, R., Olenin, S., Piet, G.J., Rice, J., Rogers, S.I., Swartenbroux, F., Tasker, M. et Van de Bund, W. 2010. Scientific support to the European Commission on the marine strategy framework directive - management group report. Office des publications officielles des Communautés européennes, Luxembourg. EUR - Scientific and Technical Research series - ISSN 1018-5593, ISBN 978-92-79-15649-6. 57 pp.

Carlton, J.T. et Geller, J.B. 1993. Ecological roulette: the global transport of nonindigenous marine organisms. Science 261: 78–82.

Castonguay, M., Plourde, S., Robert, D., Runge, J.A. et Fortier, L. 2008. Copepod production drives recruitment in a marine fish. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 65: 1528–1531.

Chabot, D. 2004. Chronic non-lethal levels of hypoxia limit distribution et growth of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the northern Gulf of St. Lawrence, Canada. *In*: Proceedings of the 7th International Symposium on Fish Physiology, Toxicology and Water Quality. *Edited by* G.L. Rupp et M.D. White. Athens, GA:U.S. Environmental Protection Agency, Ecosystems Research Division. pp 183–205.

Chabot, D. et Claireaux, G. 2008. Environmental hypoxia as a metabolic constraint on fish: The case of Atlantic cod, *Gadus morhua*. Mar. Pollut. Bull. 57: 287–294.

Chabot, D. et Dutil, J.-D. 1999. Reduced growth of Atlantic cod in non-lethal hypoxic conditions. J. Fish. Biol. 55: 472–491.

Chabot, D., Sainte-Marie, B., Briand, B. et Hanson, J.M. 2008. Atlantic cod and snow crab predator-prey relationship in the Gulf of St. Lawrence, Canada. Mar. Ecol. Prog. Ser. 363: 227–240.

Chantraine, P. 1980. The living ice: the story of the seals and the men who hunt them in the Gulf of St. Lawrence. McClelland and Stewart Limited, Toronto, 238 pp.

Chassé, J. et Pettipas, R.G. 2009. Conditions de température dans le sud du golfe du Saint-Laurent en lien avec le crabe des neiges. Secr. can. de consult. sci. du MPO, doc de rech. 2009/087 : vi + 24 p.

Conférence des Nations Unies sur le commerce et le développement (CNUCED). 2011. Étude sur les transports maritimes 2011. CNUCED/ÉTM/2011. 229 p.

Conseil canadien des ministres des Pêches et de l'Aquaculture (CCMPA). Plan d'action canadien de lutte contre les espèces aquatiques envahissantes (2004) : Groupe de travail sur les espèces aquatiques envahissantes, Conseil canadien des ministres des pêches et de l'aquaculture. Sept. 2004. 26 p.

Conseil international pour l'exploration de la mer (CIEM). 1999. Introductions et transferts d'organismes marins. *In* Report of the Advisory Committee on the Marine Environment, International Council for the Exploration of the Sea. pp 99-103.

Crooks, J.A., Chang, A.L. et Ruiz, G.M. 2011. Aquatic pollution increases the relative success of invasive species. Biol. Invasions 13: 165–176.

Crossman, E. J. 1984. Introduction of exotic fishes into Canada. *In* Courtenay, W. R. et J. R. Stauffer (eds.). Distribution, biology. and management of exotic fishes. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland. pp. 78-101.

Cushing, D.H. 1990. Plankton production and year-class strength in fish populations: an update of the match/mismatch hypothesis. Adv. Mar. Biol. 26: 249–294.

D'Amours, D. 1993. The distribution of cod (*Gadus morhua*) in relation to temperature and oxygen level in the Gulf of St. Lawrence. Fish. Oceanogr. 2: 24–29.

Darbyson, E., Locke, A., Hanson, J.M. et Willison, J.H.M. 2009. Marine boating habits and the potential for spread of invasive species in the Gulf of St. Lawrence. Aquatic Invasions 4: 87–94.

Davies, J.L. 1957. The geography of the gray seal. J. Mammal. 38: 297–310.

Descroix, A., Harvey, M., Roy, S. et Galbraith, P.S. 2005. Macrozooplankton community patterns driven by water circulation in the St. Lawrence marine system, Canada. Mar. Ecol. Prog. Ser. 302: 103–119.

Diaz, R.J. 2001. Overview of hypoxia around the world. J. Environ. Qual. 30: 275–281.

Diaz, R.J. et Rosenberg, R. 1995. Marine benthic hypoxia: A review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev. 33: 245–303.

Diaz, R.J. et Rosenberg, R. 2008. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. Science 321 : 926–929.

Dickie, L.M. 1958. Effects of high temperature on survival of the giant scallop. J. Fish. Res. Board Can. 15 : 1189–1211.

Dickie, L.M. et Medcof, J.C. 1963. Causes of mass mortalities of scallops (*Placopecten magellanicus*) in the southwestern Gulf of St. Lawrence. J. Fish. Res. Board Can. 20 : 451–482.

Doney, S.C., Fabry, V.J., Feely, R.A. et Kleypas, J.A. 2009. Ocean acidification: the other CO_2 problem. Annu. Rev. Mar. Sci. 1: 169–192.

Doney, S.C., Mahowald, N., Lima, I., Feely, R.A., Mackenzie, F.T., Lamarque, J.-F. et Rasch, P.J. 2007. Impact of anthropogenic atmospheric nitrogen and sulfur deposition on ocean acidification and the inorganic carbon system. Proc. Nat. Acad. Sci. 104: 14580–14585.

Drinkwater, K.F. et Gilbert, D. 2004. Hydrographic variability in the waters of the Gulf of St. Lawrence, the Scotian Shelf and the Eastern Gulf of Maine (NAFO Subarea 4) during 1991-2000. J. Northw. Atl. Fish. Sci. 34: 85–101.

Drouin, A., McKindsey, C.W. et Johnson, L.E. 2011. Higher abundance and diversity in faunal assemblages due to the invasion of *Codium fragile* ssp. *fragile* in eelgrass meadows. Mar. Ecol. Prog. Ser. 424: 105–117.

Dufour, R. et Ouellet, P. 2007. Rapport d'aperçu et d'évaluation de l'écosystème marin de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2744F : vii + 123 p.

Dufour, R., Benoît, H.P., Castonguay, M., Chassé, J., Devine, L., Galbraith, P.S., Harvey, M., Larouche, P., Lessard, S., Petrie, B.D., Savard, L., Savenkoff, C., St-Amand, L. et Starr, M. 2010. Rapport sur l'état et les tendances des écosystèmes : écozone de l'estuaire et du golfe du Saint Laurent. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2010/030 : v + 187 p.

Dulvy, N.K., Rogers, S.I., Jennings, S., Stelzenmaller, V., Dye, S.R. et Skjoldal, H.R. 2008. Climate change and deepening of the North Sea fish assemblage: a biotic indicator of warming seas. J. Appl. Ecol. 45 : 1029–1039.

Duplisea, D. et Fréchet, A. 2011. Mise à jour des points de référence estimés pour la morue (*Gadus morhua*) du nord du golfe du Saint-Laurent (3Pn4RS) basée sur les poids à l'âge en début d'année. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2011/003 : iv + 8 p.

Dupont, S., Havenhand, J., Thorndyke, W., Peck, L. et Thorndyke, M. 2008. Near-future level of CO_2-driven ocean acidification radically affects larval survival and development in the brittlestar *Ophiothrix fragilis*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 373: 285–294.

Dutil, J.-D. et Lambert, Y. 2000. Natural mortality from poor condition in Atlantic cod (*Gadus morhua*). Can J. Fish. Aquat. Sci. 57: 826–836.

Dutil, J.-D., Castonguay, M., Gilbert, D. et Gascon, D. 1999. Growth, condition, and environmental relationships in Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the northern Gulf of St. Lawrence and implications for management strategies in the Northwest Atlantic. Can J. Fish Aquat. Sci. 56: 1818–1831.

Dutil, J.-D., Sylvestre, E.L., Gamache, L., Larocque, R. et Guderley, H. 2007. Burst and coast use, swimming performance and metabolism of Atlantic cod *Gadus morhua* in sub-lethal hypoxic conditions. J. Fish. Biol. 71: 363–375.

Edelstein, T., Bird, C. et McLachlan, J. 1973. Investigation of the marine algae of Nova Scotia. XI. Additional species new or rare to Nova Scotia. Can. J. Botany 51: 1741–1746.

Ekau, W., Auel, H., Pörtner, H.O. et Gilbert, D. 2010. Impacts of hypoxia on the structure and processes in pelagic communities (zooplankton, macro-invertebrates and fish). Biogeosci. 7: 1669–1699.

Elliott, M. 2002. The role of the DPSIR approach and conceptual models in marine environmental management: an example for offshore wind power. Mar. Pollut. Bull. 44: iii-vii.

Erskine, D. 1955. Two red algae new to Nova Scotia. Can. Field Nat. 69: 150-151.

EU AEE, Agence européenne pour l'environnement (AEE) de l'Union européenne. 2000. Questions to be answered by a state-of-the environment report: The first list. Rapport technique n° 47. 116 p. [En anglais seulement]

Fabricius, K.E., Langdon, C., Uthicke, S., Humphrey, C., Noonan, S., De'ath, G., Okazaki, R., Muehllehner, N., Glas, M.S. et Lough, J.M. 2011. Losers and winners in coral reefs acclimatized to elevated carbon dioxide concentrations. Nature Climate Change 1: 165–169..

Fabry, V.J., Seibel, B.A., Feely, R.A. et Orr, J.C. 2008. Impacts of ocean acidification on marine fauna and ecosystem processes. ICES J. Mar. Sci. 65: 414–432.

Feely, R.A., Alin, S.R., Newton, J., Sabine, C. L., Warner, M., Devol, A., Krembs, C. et Maloy, C. 2010. The combined effects of ocean acidification, mixing, and respiration on pH and carbonate saturation in an urbanized estuary. Estuar. Coast. Shelf Sci. 88: 442–449.

Feely, R.A., Sabine, C.L., Lee, K., Berelson, W., Kleypas, J., Fabry, V.J. et Millero, F.J. 2004. Impact of anthropogenic CO_2 on the $CaCO_3$ system in the oceans. Science 305: 362–366.

Frank, K.T., Petrie, B., Choi, J.S. et Leggett, W.C. 2005. Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem. Science 308: 1621–1623.

Fry, F.E.J. 1971. The effect of environmental factors on the physiology of fish. In: Hoar, W. S., Randall, D. J. eds., Fish physiology, Academic Press, vol. 6, pp. 1–98.

Fu, F.-X., Place, A.R., Garcia, N.S. et Hutchins, D.A. 2010. CO_2 and phosphate availability control the toxicity of the harmful bloom dinoflagellate *Karlodinium veneficum*. Aquat. Microbial. Ecol. 59: 55–65.

Galbraith, P.S. 2006. Winter water masses in the Gulf of St. Lawrence. J. Geophys. Res. (C Oceans), 111, C06022, 23 pp.

Galbraith, P.S., Chassé, J., Gilbert, D., Larouche, P. Brickman, D., Pettigrew, B., Devine, L., Gosselin, A., Pettipas, R.G. et Lafleur, C. 2011. Conditions d'océanographie physique dans le golfe du Saint-Laurent en 2010. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2011/045 : iv + 82 p.

Galbraith, P.S., Larouche, P., Chassé, J. et Petrie, B. 2012. Sea-surface temperature in relation to air temperature in the Gulf of St. Lawrence: interdecadal variability and long term trends. Deep Sea Res. II, in press.

Galbraith, P.S., Larouche, P., Gilbert, D., Chassé, J. et Petrie, B. 2010b. Trends in sea-surface and CIL temperatures in the Gulf of St. Lawrence in relation to air temperature. Atlanctic Zone Monitoring Program Bulletin, Pêches et Océans Canada, No. 9 : 20–23. [En anglais seulement]

Galbraith, P.S., Pettipas, R.G., Chassé, J., Gilbert, D., Larouche, P., Pettigrew, B., Gosselin, A., Devine, L. et Lafleur, C. 2010a. Conditions d'océanographie physique dans le golfe du Saint-Laurent en 2009. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc de rech. 2010/035 : iv + 77 p.

Garbary, D.J., Vandermeulen, H. et Kim, K.Y. 1997. *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* (Chlorophyta) invades the Gulf of St. Lawrence, Atlantic Canada. Bot. Mar. 40: 537–540.

García, H.E. et Gordon, L.I. 1992. Oxygen solubility in seawater: better fitting equations. Limnol. Oceanogr. 37: 1307–1312.

Gascoigne, J.C. et Lipcius, R.N. 2004. Allee effects driven by predation. J. Anim. Ecol. 41: 801–810.

Gaudet, T. et S. Leger. 2011. Portrait des facteurs sociaux, économiques et culturels de la région du Golfe. Rap. Ser. Pub. OHEP, Région T.-N.-L., No. 0006 : viii + 114p.

Gazeau, F., Gattuso, J.P., Dawber, C., Pronker, A.E., Peene, F., Peene, J., Heip, C.H.R. et Middelburg, J.J. 2010. Effect of ocean acidification on the early life stages of the blue mussel *Mytilus edulis*. Biogeosciences 7: 2051–2060.

Gazeau, F., Quiblier, C., Jansen, J.M., Gattuso, J.-P., Middelburg, J.J. et Heip, C.H.R. 2007. Impact of elevated CO_2 on shellfish calcification. Geophys. Res. Lett. 34: L07603.

Genovesi, L., de Vernal, A., Hillaire-Marcel, C., Mucci, A. et Gilbert, D. 2011. Recent changes in bottom water oxygenation and temperature in the Gulf of St. Lawrence: Micropaleontological and geochemical evidence. Limnol. Oceanogr. 56: 1319–1329.

Gilbert, D., Chabot, D., Archambault, P., Rondeau, B. et Hébert, S. 2007. Appauvrissement en oxygène dans les eaux profondes du Saint-Laurent marin: Causes possibles et impacts écologiques. Nat. Can. 131: 67–75.

Gilbert, D., Sundby, B., Gobeil, C., Mucci, A. et Tremblay G. H. 2005. A seventy-two-year record of diminishing deep-water oxygen in the St. Lawrence Estuary: The northwest Atlantic connection. Limnol. Oceanogr. 50: 1654–1666.

Gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux du Canada. 2010. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010. Conseil canadien des ministres des ressources. Ottawa, ON. http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=83A35E06-1 (consulté le 21 septembre 2011).

Gray, J.S., Wu, R.-S. et Or, Y.Y. 2002. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. Mar. Ecol. Prog. Ser. 238: 249–279.

Grégoire, F., Savenkoff, C. et Chabot, D. 2005. Capelan (*Mallotus villosus*) de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent (dans les divisions 4RST de l'OPANO) en 2004. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2005/058 : iv + 55 p.

Grégoire, F., Savenkoff, C., Benoît, H., Chabot, D., Lévesque, C., Hudon, J. et Lavers, J. 2004. Pêche, biologie et distribution du capelan (*Mallotus villosus*) dans les divisions 4RST de l'OPANO en 2003. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc de rech. 2004/136 : iv + 79 p.

Hallegraeff, G.M. 2010. Ocean climate change, phytoplankton community responses, and harmful algal blooms: A formidable predictive challenge. J. Phycol. 46: 220–235.

Hammill, M.O. et Stenson, G.B. 2000. Estimated prey consumption by harp seals (*Phoca groenlandica*), hooded seals (*Cystophora cristata*), grey seals (*Halichoerus grypus*) and harbour seals (*Phoca vitulina*) in Atlantic Canada. J. Northw. Atl. Fish. Sci. 26:1–23.

Hammill, M.O. et Stenson, G.B. 2011. Modélisation de l'abondance du phoque gris dans les eaux canadiennes. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2011/014 : iv + 27 p.

Hammill, M.O. et Swain, D.P. 2011. Une expérience contrôlée (Strawman draft) pour vérifier l'impact de l'enlèvement de phoques gris sur la mortalité de la morue du sud du Golfe. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2011/013 : vi + 12 p.

Hammill, M.O., Stenson, G.B., Doniol-Valcroze, T. et Mosnier, A. 2011. Abondance du phoque du Groenland dans l'Atlantique Nord-Ouest (1952-2010). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2011/99 : iv + 28 p.

Hammill, M.O., Stenson, G.B., Proust, F., Carter, P. et McKinnon, D. 2007. Feeding by grey seals in the Gulf of St. Lawrence and around Newfoundland. NAMMCO Sci. Publ. 6: 135-152.

Hansen, S. et Lavigne, D.M. 1997. Temperature effects on the breeding distribution of grey seals (*Halichoeurs grypus*). Physiol. Zool. 70: 436–443.

Hanson, J.M. et Lanteigne, M. 2000. Evaluation of Atlantic cod predation on American lobster in the southern Gulf of St. Lawrence, with comments on other potential fish predators. Trans. Am. Fish. Soc.129:13–29.

Harrison, G., Sameoto, D.D., Spry, J., Pauley, K., Maass, H., Kennedy, M.K. et Soukhovtsev, V.V. 2006. Conditions océanographiques optiques, chimiques et biologiques dans les régions des Maritimes et du Golfe en 2005. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2006/081 : iv + 50 p.

Harvey, M. et Devine, L. 2009. Conditions océanographiques dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent en 2008 : zooplancton. MPO, Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2009/083 : vi + 54 p.

Harvey, V., Hammill, M. et Swain, D.P. 2010. Chevauchement estival entre un prédateur s'alimentant depuis un point central et ses proies dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2010/131 : vi + 46 p.

Hébert, M., Wade, E., Biron, M., DeGrâce, P., Landry, J.-F. et Moriyasu, M. 2010. Évaluation de stock de crabe des neiges, *Chionoecetes opilio*, dans le sud du golfe du Saint-Laurent en 2009 (zones 12, 19, 12E et 12F). MPO, Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2010/0917 : vi + 85 p.

Herbert, N.A. et Steffensen, J.F. 2005. The response of Atlantic cod, *Gadus morhua*, to progressive hypoxia: fish swimming speed and physiological stress. Mar. Biol. 147: 1403–1412.

Hoos, L.M. 1973. A study of the benthos of an anoxic marine basin and factors affecting its distribution. M.Sc. Thesis. Dalhousie Univ., N.S. 149 pp.

Hoos, R.A.W. 1970. Distribution and physiology of zooplankton in an oxygen minimum layer. M.Sc. Dissertation. Univ. Victoria, Victoria, B.C. 113 pp.

Hseih, C.-H., Reiss, C.S., Hunter, J.R., Beddington, J.R., May, R.M. et Sugihara, G. 2006. Fishing elevates variability in the abundance of exploited species. Nature 443: 859–862.

Hurlbut, T., Morin, R., Surette, T., Swain, D.P., Benoît, H.P. et LeBlanc, C. 2010. Résultats préliminaires du relevé au chalut de fond de septembre 2009 dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2010/044 : iv + 50 p.

Hurrell, J.W., Kushnir, Y., Ottersen, G. et Visbeck, M. 2003. The North Atlantic Oscillation: climatic significance and environmental impact. Geophysical Monograph 134. American Geophysical Union, Washington. 279 pp.

Iglesias-Rodriguez, M.D., Halloran, P.R., Rickaby, R.E.M., Hall, I.R., Colmenero-Hidalgo, E., Gittins, J.R., Green, D.R.H., Tyrrell, T., Gibbs, S.J., Dassow, P., Rehm, E., Armbrust, E.V. et Boessenkool, K.P. 2008. Phytoplankton calcification in a high-CO_2 world. Science 320: 336–340.

Irie, T., Bessho, K., Findlay, H.S. et Calosi, P. 2010. Increasing costs due to ocean acidification drives phytoplankton to be more heavily calcified: optimal growth strategy of coccolithophores. PLoS ONE 5: e13436.

Ishimatsu, A., Hayashi, M. et Kikkawa, T. 2008. Fishes in high-CO_2, acidified oceans. Mar. Ecol. Prog. Ser. 373: 295–302.

Jackson, J.B.C., Kirby, M.X., Berger, W.H., Bjorndal, K.A., Botsford, L.W., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R., Erlandson, J., Estes, J.A., Hughes, T.P., Kidwell, S., Lange, C.B., Lenihan, H.S., Pandolfi, J.M., Peterson, C.H., Steneck, R.S., Tegner, M.J. et Warner, R.R. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. Science 293: 629–638.

Justic, D., Rabalais, N.N. et Turner, R.E. 1997. Impacts of climate change on net productivity of coastal waters: implications for carbon budgets and hypoxia. Climate Res. 8: 225–237.

Kemp, W.M., Testa, J.M., Conley, D.J., Gilbert, D. et Hagy, J.D. 2009. Temporal responses of coastal hypoxia to nutrient loading and physical controls. Biogeosciences 6: 2985–3008.

Kennedy, V.S. 1990. Anticipated effects of climate change on estuarine and coastal fisheries. Fisheries 15: 16–24.

Klassen, G. et Locke, A. 2007. A biological synopsis of the European green crab, *Carcinus maenas*. Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat. N° 2818 : vii + 75 p.

Kleypas, J.A. et Yates, K.K. 2009. Coral reefs and ocean acidification. Oceanography 22: 108-117.

Kurihara, H. 2008. Effects of CO_2-driven ocean acidification on the early developmental stages of invertebrates. Mar. Ecol. Prog. Ser. 373: 275–284.

Lavigueur, L. et Hammil, M.O. 1993. Distribution and seasonal movements of grey seals, *Halichoerus grypus*, born in the Gulf of St. Lawrence and eastern Nova Scotia shore. Can. Field Nat. 107: 329–340.

Lear, W. 1988. History of fisheries in the Northwest Atlantic: The 500-year perspective. J. Northw. Atl. Fish. Sci. 23: 41–73.

Lesage, V., Gosselin, J.-F., Hammill, M.O., Kingsley, M.C.S. et Lawson, J. 2007. Zones d'importance écologique et biologique (ZIEB) pour l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent – une perspective des mammifères marins. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2007/046 : iii + 92 p.

Lessard, R.B., Martell, S., Walters, C.J., Essington, T.E. et Kitchell, J.F.K. 2005. Should ecosystem management involve active control of species abundance? Ecology and Society 10 (2):1. http://www.ecologyandsociety.org/vol10/iss2/art1/.

Levin, L.A., Ekau, W., Gooday, A.J., Jorissen, F., Middelburg, J.J., Naqvi, S.W.A., Neira, C., Rabalais, N.N. et Zhang, J. 2009. Effects of natural and human-induced hypoxia on coastal benthos. Biogeosci. 6: 2063–2098.

Lien, J., Stenson, G.B. et Jones, P.W. 1989. A natural trap for blue whales *Balaenptera-Musculus* - sightings and ice entrapments in Newfoundland (1979-1988). Am. Zool. 29: A44–A44.

Link, J.S. et Garrison, L.P. 2002. Changes in piscivory associated with fishing induced changes to the finfish community on Georges Bank. Fish. Res. 55: 71–86.

Locke, A., Hanson, J.M., Ellis, K.M., Thompson, J. et Rochette, R. 2007. Invasion of the southern Gulf of St. Lawrence by the clubbed tunicate (*Styela clava* Herdman): Why have estuaries in Prince Edward Island been more susceptible? J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 342: 69–77.

Locke, A., Hanson, J.M., MacNair, N.G. et Smith, A.H. 2009. Rapid response to non-indigenous species. 2. Case studies of invasive tunicates in Prince Edward Island. Aquatic Invasions 4: 249–258.

Locke, A., Mandrak, N.E. et Therriault, T.W. 2010. Un cadre canadien d'intervention rapide contre les espèces aquatiques envahissantes. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2010/114 : vi + 30 p.

MacCrimmon, H.R. 1971. World distribution of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). J. Fish. Res. Board Can. 28: 663–704.

MacNeil, M.A., Graham, N.A.J., Cinner, J.E., Dulvy, N.K., Loring, P.A., Jennings, S., Polunin, N.V.C., Fisk, A.T. et McClanahan, T.R. 2010. Transitional states in marine fisheries: adapting to predicted global change. Philos. Trans. R. Soc. Lond. Ser. B. 365: 3753–3763.

Mansfield, A.W. et Beck, B. 1977. The grey seal in eastern Canada. Dept. Environ., Fish. and Mar. Serv. Tech. Rep. No. 704. 81 pp.

Marsh, R., Petrie, B., Weidman, C.R., Dickson, R.R., Loder, J.W., Hannah, C.G., Frank, K.T. et Drinkwater, K. 1999. The 1882 tilefish kill - a cold event in the shelf waters off the north-eastern United States? Fish. Oceanogr. 8: 39–49.

McKindsey, C.W., Landry, T., O'Beirn, F.X. et Davies, I.M. 2007. Bivalve aquaculture and exotic species: a review of ecological considerations and management issues. J. Shellfish Res. 26: 281–294.

McLeod, B.A., Brown, M.W., Moore, M.J., Stevens, W., Barkham, S.H., Barkham, M. et White, B.N. 2008. Bowhead whales, and not right whales, were the primary target of 16th to 17th century Basque whalers in the western North Atlantic. Arctic 61: 61–75.

McNeely, J.A., Mooney, H.A., Neville, L.E., Schei, P.J. et Waage, J.K. (eds). 2001. A global strategy on invasive alien species. Cambridge: IUCN Global Invasive Species Programme. 50 pp.

McQuinn, I. H. 2009. Pelagic fish outburst or suprabenthic habitat occupation: legacy of the Atlantic cod (*Gadus morhua*) collapse in eastern Canada. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 66: 2256–2262.

Miller, A.W., Reynolds, A.C., Sobrino, C. et Riedel, G.F. 2009. Shellfish face uncertain future in high CO_2 world: influence of acidification on oyster larvae calcification and growth in estuaries. PLoS. ONE 4: e5661.

Miller, D., Poucher, S. et Coiro, L. 2002. Determination of lethal dissolved oxygen levels for selected marine and estuarine fishes, crustaceans, and a bivalve. Mar. Biol. 140: 287–296.

Mora, C., Metzger, R., Rollo, A. et Myers, R.A. 2007. Experimental simulations about the effects of overexploitation and habitat fragmentation on populations facing environmental warming. Proc. R. Soc. B. 274: 1023–1028.

Morissette, L. et Hammill, M.O. 2011. Évaluation préliminaire des impacts de la prédation par le phoque gris, *Halichoerus grypus*, sur l'écosystème 4T et des effets possibles d'un abattage sur le rétablissement des stocks de morue. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2011/016. iv + 27 p.

Mowbray, F.K. 2002. Changes in the vertical distribution of capelin (*Mallotus villosus*) off Newfoundland. ICES J. Mar. Sci. 59: 942–949.

MPO, Pêches et Océans Canada. 2002. La stratégie sur les océans du Canada : Nos océans, notre avenir. *Loi sur les océans*. Direction générale des océans, Ottawa. ISBN 0-662-32449-8. 36 p.

MPO, Pêches et Océans Canada. 2004. Identification des zones d'importance écologique et biologique. Rapport sur l'état des écosystèmes du Secrétariat canadien de consultation scientifique du MPO. 2004/006 : 15 p.

MPO, Pêches et Océans Canada. 2005. Le golfe du Saint-Laurent, Un écosystème unique : Plateforme pour la gestion intégrée du golfe du Saint-Laurent. Rapport de la direction générale Océans et sciences http://www.glf.dfo-mpo.gc.ca/f0006090.

MPO, Pêches et Océans Canada. 2006a. Identification des espèces et des attributs des communautés d'importance écologique. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2006/041 : 24 p.

MPO, Pêches et Océans Canada. 2006b. Évaluation des stocks de hareng de la Côte-Nord du Québec (Division 4S) en 2005. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2006/020 : 14 p.

MPO, Pêches et Océans Canada. 2006c. Évaluation des stocks de hareng de la côte ouest de Terre-Neuve (Division 4R) en 2005. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2006/021 : 12 p.

MPO, Pêches et Océans Canada. 2007. Identification et caractérisation de zones d'importance écologique et biologique (ZIEB) pour l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2007/016 : 15 p.

MPO, Pêches et Océans Canada. 2008a. État de l'océan en 2007 : Conditions océanographiques physiques dans le golfe du Saint-Laurent. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2008/016 : 19 p.

MPO, Pêches et Océans Canada. 2008b. Compte rendu de l'atelier national sur les répercussions des phoques sur les populations de poissons dans l'est du Canada (1re partie); du 12 au 16 novembre 2007. MPO, Secrétariat canadien de consultation scientifique, Compte rendu 2008/021 : iv + 144 p.

MPO, Pêches et Océans Canada. 2009a. Objectifs de conservation pour les zones d'importance écologique et biologique (ZIEB) de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2009/049 : 10 p.

MPO, Pêches et Océans Canada. 2009b. La Zostère (*Zostera marina*) remplit-elle les critères d'espèce d'importance écologique? Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2009/018 : 11 p.

MPO, Pêches et Océans Canada. 2009c. Objectifs de conservation pour les zones d'importance écologique et biologique (ZIEB) de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2009/049 : 10 p.

MPO, Pêches et Océans Canada. 2009d. Compte rendu de l'atelier national sur les répercussions des phoques sur les populations de poissons dans l'est du Canada (2e partie); du 24 au 28 novembre 2007. MPO, Secrétariat canadien de consultation scientifique, Compte rendu 2008/020 : x + 126 p.

MPO, Pêches et Océans Canada. 2010. Rapport sur l'état et les tendances des écosystèmes marins canadiens en 2010. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2010/030(révisé) : 38 p.

MPO, Pêches et Océans Canada. 2011a. Portrait des facteurs sociaux, économiques et culturels de la région du Québec. Rap. Ser. Pub. OHEP, Région T.-N.-L., No. 0007: xx + 168 p.

MPO, Pêches et Océans Canada. 2011b. Portrait des facteurs sociaux, économiques et culturels de l'Ouest de Terre-Neuve et du Sud du Labrador. Rap. Ser. Pub. OHEP, Région T.-N.-L., No. 0008 : xviii + 173 p.

MPO, Pêches et Océans Canada. 2011c. Synopsis du portrait des facteurs sociaux, économiques et culturelles du golfe Saint-Laurent. Rap. Ser. Pub. OHEP, Région T.-N.-L., No. 0005 : vi + 32 p.

MPO, Pêches et Océans Canada. 2011d. Impacts des phoques gris sur les populations de poissons de l'est du Canada. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2010/071 : 48 p.

Mucci, A., Starr, M., Gilbert, D. et Sundby, B. 2011. Acidification of Lower St. Lawrence Estuary bottom waters. Atmos.-Ocean 49: 206–218.

Mullon, C., Fréon, P. et Cury, P. 2005. The dynamics of collapse in world fisheries. Fish Fish. 6: 111–120.

Munday, P.L., Dixson, D.L., Donelson, J.M., Jones, G.P., Pratchett, M.S., Devitsina, G.V. et Dowing, K.B. 2009. Ocean acidification impairs olfactory discrimination and homing ability of a marine fish. Proc. Nat. Acad. Sci. 106: 1848–1852.

Needler, A.W.H. 1931. A preliminary account of the oyster disease of 1915-1916 in Malpeque Bay. Fish. Res. Board Can., Manuscript Reports of the Biological Stations 287: 1–12.

Nevison, C., Butler, J.H. et Elkins, J.W. 2003. Global distribution of N_2O and the deltaN_2O-AOU yield in the subsurface ocean. Global Biogeochem. Cycles 17: 1119.

Newkirk, G.F., Muise, B.C. et Enright, C.E. 1995. Culture of the Belon oyster, *Ostrea edulis*, in Nova Scotia. *In* Cold-water aquaculture in Atlantic Canada. *Edited by* A.D. Boghen. Tribune Printing, Sackville, NB. pp 225-253.

Orr, J.C., Fabry, V.J., Aumont, O., Bopp, L., Doney, S.C., Feely, R.A., Gnanadesikan, A., Gruber, N., Ishida, A., Joos, F., Key, R.M., Lindsay, K., Maier-Reimer, E., Matear., R., Monfray, P., Mouchet, A., Najjar, R.G., Plattner, G.-K., Rodgers, K.B., Sabine, C.L., Sarmiento, J.L., Schlitzer, R., Slater, R.D., Totterdell, I.J., Weirig, M.-F., Yamanaka, Y. et Yool, A. 2005. Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. Nature 437: 681–686.

Ouellet, P., Fuentes-Yaco, C., Savard, L., Platt, T., Sathyendranath, S., Koeller, P., Orr, D. et Siegstad, H. 2011. Ocean surface characteristics influence recruitment variability of populations of northern shrimp (*Pandalus borealis*) in the Northwest Atlantic. ICES J. Mar. Sci. 68: 737–744.

Parker, L.M., Ross, P.M. et O'Connor, W.A. 2009. The effect of ocean acidification and temperature on the fertilization and embryonic development of the Sydney rock oyster *Saccostrea glomerata* (Gould 1850). Global Change Biol. 15: 2123–2136.

Parmesan, C. et Yohe, G. 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. Nature 421: 37–60.

Pepin, P., Petrie, B., Therriault, J.-C., Narayanan, S., Harrisson, W.G., Frank, K.T., Chassé, J., Colbourne, E.B., Gilbert, D., Gregory, D., Harvey, M., Maillet, G.L., Mitchell, M. et Starr, M. 2005. The Atlantic Zone Monitoring Program (AZMP): Review of 1998-2003. Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci. 242: v + 87 pp.

Perry, A.L., Low, P.J., Ellis, J.R., et Reynolds, J.D. 2005. Climate change and distribution shifts in marine fishes. Science 308: 1912–1915.

Petchey, O.L., Brose, U. et Rall, B.C. 2010. Predicting the effects of temperature on food web connectance. Philos. Trans. R. Soc. Lond. Ser. B. 365: 2081–2091.

Petchey, O.L., McPhearson, P.T., Casey, T.M. et Morin, P.J. 1999. Environmental warming alters food-web structure and ecosystem function. Nature 402: 69–72.

Petrie, B. 2007. Does the North Atlantic Oscillation affect hydrographic properties on the Canadian Atlantic continental shelf? Atmos.-Ocean 45: 141–151.

Plante, F. et Courtenay, S.C. 2008. Increased oxygenation of sediment in Lamèque Bay (New Brunswick) following removal of algae and reduction of nutrient inputs from a seafood processing plant. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2805: v + 36 pp.

Plante, S., Chabot, D. et Dutil, J.-D. 1998. Hypoxia tolerance in Atlantic cod. J. Fish Biol. 53: 1342–1356.

Platt, T., Fuentes-Yaco, C. et Frank, K.T. 2003. Spring algal bloom and larval fish survival. Nature 423: 398–399.

Plourde, S., Dodson, J.J., Runge, J.A. et Therriault, J.-C. 2002. Spatial and temporal variations in copepod community structure in the Lower St. Lawrence Estuary, Canada. Mar. Ecol. Prog. Ser. 230: 211–224.

Polyakova, E., Journel, A., Polyakov, I. et Bhatt, U.S. 2006. Changing relationship between the North Atlantic Oscillation and key North Atlantic climate parameters. Geophys. Res. Lett. 33: L03711.

Rabalais, N.N., Diaz, R.J., Levin, L.A., Turner, R.E., Gilbert, D. et Zhang, J. 2010. Dynamics and distribution of natural and human-caused hypoxia. Biogeosci. 7: 585–619.

Rabalais, N.N., Turner, R.E. et Wiseman, W.J. Jr. 2002. Gulf of Mexico hypoxia: a.k.a. "The dead zone." Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 33: 235–235.

Ramsay, A., Davidson, J., Bourque, D. et Stryhn, H. 2009. Recruitment patterns and population development of the invasive ascidian *Ciona intestinalis* in Prince Edward Island, Canada. Aquatic Invasions 4: 169–176.

Ricker, W. E. 1980. Calcul et interprétation des statistiques biologiques des populations de poissons. Bull. Can. Sci. Halieut. Aquat. 191F : 409 p.

Riebesell, U., Kortzinger, A. et Oschlies, A. 2009. Sensitivities of marine carbon fluxes to ocean change. Proc. Nat. Acad. Sci. 106: 20602–20609.

Riebesell, U., Wolf-Gladrof, D.A. et Smetacek, V. 1993. Carbon dioxide limitation of marine phytoplankton growth rates. Nature 361: 249–251.

Riebesell, U., Zondervan, I., Rost, B., Tortell, P.D., Zeebe, R.E. et Morel, F.M.M. 2000. Reduced calcification of marine plankton in response to increased atmospheric CO_2. Nature 407: 364–367.

Ries, J.B., Cohen, A.L. et McCorkle, D.C., 2009. Marine calcifiers exhibit mixed responses to CO_2-induced ocean acidification. Geology 37: 1131–1134.

Rose, G.A. 2004. Reconciling overfishing and climate change with stock dynamics of Atlantic cod (*Gadus morhua*) over 500 years. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 61: 1553–1557.

Rosing-Asvid A. 2008. A new harp seal whelping ground near South Greenland. Mar. Mammal. Sci. 24: 730–736.

Rost, B., Riebesell, U., Burkhardt, S. et Sültemeyer, D. 2003. Carbon acquisition of bloom-forming marine phytoplankton. Limnol. Oceanogr. 48: 55–67.

Rost, B., Zondervan, I. et Wolf-Gladrow, D. 2008. Sensitivity of phytoplankton to future changes in ocean carbonate chemistry: current knowledge, contradictions and research directions. Mar. Ecol. Prog. Ser. 373: 227–237.

Sabine, C.L., Feely, R.A., Gruber, N., Key, R.M., Lee, K., Bullister, J.L., Wanninkhof, R., Wong, C.S., Wallace, D.W.R., Tilbrook, B., Millero, F.J., Peng, T.-H., Kozyr, A., Ono, T. et Rios, A.F. 2004. The oceanic sink for anthropogenic CO_2. Science 305: 367–371.

Sainte-Marie, B., Gosselin, T., Sevigny, J.M., et Urbani, N. 2008. The snow crab mating system: Opportunity for natural and unnatural selection in a changing environment. Bull. Mar. Sci. 83:131–161.

Savenkoff, C., Bourassa, M.-N., Baril, D. et Benoît, H.P. 2007a. Identification des zones d'importance écologique et biologique pour l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2007/015 iv + 49 p.

Savenkoff, C., Castonguay, M., Chabot, D., Hammill, M.O., Bourdages, H. et Morissette, L. 2007b. Changes in the northern Gulf of St. Lawrence ecosystem estimated by inverse modelling: Evidence of a fishery-induced regime shift? Est. Coast. Shelf Sci. 73: 711–724.

Savenkoff, C., Swain, D.P., Hanson, J.M., Castonguay, M., Hammill, M.O., Bourdages, H., Morissette, L. et Chabot, D. 2007c. Effects of fishing and predation in a heavily exploited ecosystem: comparing periods before and after the collapse of groundfish in the southern Gulf of St. Lawrence (Canada). Ecol. Model. 204: 115–128.

Schmittner, A., Oschlies, A., Matthews, H.D. et Galbraith, E.D. 2008. Future changes in climate, ocean circulation, ecosystems, and biogeochemical cycling simulated for a business-as-usual CO_2 emission scenario until year 4000 AD. Global Biogeochem. Cycles 22: GB1013.

Schurmann, H. et Steffensen, J.F. 1997. Effects of temperature, hypoxia and activity on the metabolism of juvenile Atlantic cod. J. Fish Biol. 50: 1166–1180.

Seibel, B.A. et Walsh, P.J. 2003. Biological impacts of deep-sea carbon dioxide injection inferred from indices of physiological performance. J. Exp. Biol. 206: 641–650.

Senneville, S. et Saucier, F. 2007. Étude de sensibilité de la glace de mer au réchauffement climatique dans le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent. Ouranos Report. 30 p.

Sergeant, D.E. 1991. Harp seals, man and ice. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 114: 153 pp.

Shelton, P.A., Sinclair, A.F., Chouinard, G.A., Mohn, R. et Duplisea, D.E. 2006. Fishing under low productivity conditions is further delaying recovery of Northwest Atlantic cod (*Gadus morhua*). Can. J. Fish Aquat. Sci. 63: 235–238.

Simberloff, D. et Rejmánek, M. 2011. Encyclopedia of biological invasions. University of California Press. 760 p.

Sinclair, A.F. et Murawski, S.A. 1997. Why have groundfish stocks declined? *In* Northwest Atlantic groundfish: perspectives on a fishery collapse. *Edited by* J. Boreman, B.S. Nakashima, J.A. Wilson, et R.L. Kendall. American Fisheries Society, Bethesda, MD. pp 71–94.

South, G.R. et Hooper, R.G. 1976. *Stictyosiphon soriferus* (Phaeophyta, Dictyosiphonales) from eastern North America. J. of Phycol. 12: 24–29.

Stenson, G.B. et M.O. Hammill. 2011. Sur la banquise : observations de phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest en 2010 et en 2011. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2011/108.

Stephenson, T.A. et Stephenson, A. 1954. Life between tide-marks in North America. III. A. Nova Scotia and Prince Edward Island: description of the region. J. Ecol. 42: 14–45.

Stigebrandt, A. et Gustafsson, B.G. 2007. Improvement of Baltic proper water quality using large-scale ecological engineering. AMBIO 36: 280–286.

Sun, J., Hutchins, D.A., Feng, Y., Seubert, E.L., Caron, D.A. et Fu, F.-X. 2011. Effects of changing pCO_2 and phosphate availability on domoic acid production and physiology of the marine harmful bloom diatom *Pseudo-nitzschia* multiseries. Limnol. Oceanogr 56: 829–840.

Swain, D.P. et Chouinard, G.A. 2008. Predicted extirpation of the dominant demersal fish in a large marine ecosystem: Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the southern Gulf of St. Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 65:2315–2319.

Swain, D.P., Benoît, H.P. et Hammill, M.O. 2011c. Scénarios de réduction des populations de phoques gris dans le but de rétablir les stocks de morue dans le sud du golfe du Saint-Laurent Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2011/035 : iv + 8 p.

Swain, D.P., Benoît, H.P., Hammill, M.O., McClelland, G. et Aubrey, É. 2011b. Autres causes possibles du taux élevé de mortalité naturelle de la morue (*Gadus morhua*) dans le sud du Golfe du Saint-Laurent : le poids des données probantes. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2011/03. iv + 33 p.

Swain, D.P., Benoît, H.P., Savoie, L. et Surette, T. 2011a. La mauvaise condition des poissons peut-elle expliquer la mortalité naturelle élevée chez la morue et chez d'autres poissons marins dans le sud du golfe du Saint-Laurent? Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2011/037. iv + 26 p.

Swain, D.P., Jonsen, I.D., Simon, J.E. et Myers, R.A. 2009a. A stage-structured state-space model to assess threats and management scenarios for data-deficient species-at-risk: Estimating mortality trends in winter skate (*Leucoraja ocellata*, Family Rajidae). Ecol. Appl. 19: 1347–1364.

Swain, D.P., Savoie, L., Hurlbut, T., Surette, T. et Daigle, D. 2009b. Évaluation du stock de morue du sud du golfe du Saint-Laurent, février 2009. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2009/037 : vi + 129 p.

Therriault, J.-C. (ed.). 1991. Le golfe du Saint-Laurent : petit océan ou grand estuaire? Publ. spéc.. can. sci. halieut. aquat. 113, 359 pp.

Thomas, L., Hammill, M.O. et Bowen, W.D. 2011. Évaluation de la population de phoques gris de l'Atlantique Nord-Ouest, 1977 2010. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech.. 2011/017 : iv + 23 p.

Tortell, P.D., Martin, C.L. et Corkum, M.E. 2006. Inorganic carbon uptake and intracellular assimilation by subarctic Pacific phytoplankton assemblages. Limnol. Oceanogr. 51: 2102–2110.

Tortell, P.D., Payne, C.D., Li, Y., Trimborn, S., Rost, B., Smith, W.O., Riesselman, C., Dunbar, R.B., Sedwick, P. et DiTullio, G.R. 2008. CO_2 sensitivity of Southern Ocean phytoplankton. Geophys. Res. Lett. 35: L04605.

Townshend, E.R. et Worms, J.M. 1983. Introduction of a new pectinid species *Argopecten irradians irradians* to the Gulf of St. Lawrence, Canada. ICES Council Meeting 1983 (Collected Papers), ICES, Copenhagen, Denmark, 13 pp.

Turley, C., Eby, M., Ridgwell, A.J., Schmidt, D.N., Findlay, H.S., Brownlee, C., Riebesell, U., Fabry, V.J., Feely, R.A. et Gattuso, J.-P. 2010. Editorial: The societal challenge of ocean acidification. Mar. Pollut. Bull. 60: 787–792.

Tyrrell, T., Schneider, B., Charalampopoulou, A. et Riebesell, U. 2008. Coccolithophores and calcite saturation state in the Baltic and Black Seas. Biogeosci. 5: 485–494.

UE, Union européenne. 2010. Décision de la Commission du 1er septembre 2010 relative aux critères et aux normes méthodologiques concernant le bon état écologique des eaux marines [notifiée sous le numéro C(2010) 5956] (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE 2010/477/EU). Journal Officel de l'Union européenne L 232/14.

UNEP/GRID-Arendal. 2002. DPSIR framework for state of environment reporting. Maps and Graphics Library. http://maps.grida.no/go/graphic/dpsir_framework_for_state_of_environment_reporting

Van der Putten, W.H., Macel, M. et Visser, M.E. 2010. Predicting species distribution and abundance responses to climate change: why it is essential to include biotic interactions across trophic levels. Philos. Trans. R. Soc. Lond. Ser. B. 365: 2025–2034.

Vaquer-Sunyer, R. et Duarte, C.M. 2008. Thresholds of hypoxia for marine biodiversity. Proc. Nat. Acad. Sci. 105: 15452–15457.

White, L. et Johns, F. 1997. Evaluation du milieu marin de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent Programme d'étude des produits chimiques toxiques 1997. Pêches et Océans Canada. Dartmouth (Nouvelle-Écosse), Mont-Joli (Québec). 128 p.

Whiteley, N.M. 2011. Physiological and ecological responses of crustaceans to ocean acidification. Mar. Ecol. Prog. Ser. 430: 257–271.

Willis, J.E., Stewart-Clark, S., Greenwood, S., Davidson, J. et Quijon, P. 2011. A PCR-based assay to facilitate early detection of *Diplosoma listerianum* in Prince Edward Island. Aquatic Invasions 6: 7–16.

Worm, B. et Myers, R.A. 2003. Meta-analysis of cod-shrimp interactions reveals top-down control in oceanic food webs. Ecology 84: 162–173.

Worthy, G.A.J. et Lavigne, D.M. 1987. Mass loss, metabolic rate and energy utilization by harp and gray seal pups during the postweaning fast. Physiol. Zool. 60: 352–364.

Wu, R.S.S. 2002. Hypoxia: from molecular responses to ecosystem responses. Mar. Pollut. Bull. 45: 35–45.

Zuur, A.F, Tuck, I.D. et Bailey, N. 2003. Dynamic factor analysis to estimate common trends in fisheries time series. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 60: 542–552.

Annexe 1. Liste des acronymes.

AFD	Analyse factorielle dynamique
CCMPA	Conseil canadien des ministres des Pêches et de l'Aquaculture
CIEM	Conseil international pour l'exploration de la mer
CIF	Couche intermédiaire froide
CNUCED	Conférence des Nations Unies sur le commerce et le développement
CO_2	Dioxyde de carbone
COSEPAC	Comité sur la situation des espèces en péril au Canada
CPG	Centre des pêches du Golfe
DPSIR	Force motrice-Pression-État-Impact-Réponse
EAE	Espèce aquatique envahissante
EdO	État des océans
EGSL	Estuaire et golfe du Saint-Laurent
EIE	Espèces d'importance écologique
Esp.	Espèce
ET	Écart-type
GIGSL	Gestion intégrée du golfe du Saint-Laurent
GSL	Golfe du Saint-Laurent
H^+	Ions d'hydrogène
H_2S	Sulfure d'hydrogène gazeux
IML	Institut Maurice-Lamontagne
JdA	Jeunes de l'année
MPO	Pêches et Océans Canada
MTPPE	Maximum thermique du passage Paléocène-Eocène
N_2O	Oxyde nitreux
NACW	Eaux du centre de l'Atlantique Nord
O_2	Oxygène
OAN	Oscillation de l'Atlantique Nord
OD	Oxygène dissous
OPANO	Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest
RETE	Rapport sur l'état et les tendances de l'écosystème
SCCS	Secrétariat canadien de consultation scientifique
SdO	Santé des océans
SST	Température de la surface de la mer
ZEGO	Zone Étendue de Gestion des Océans
ZIEB	Zones d'importance écologique et biologique